

UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

E.A.P. DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

**“DIVERSIDAD DE LA ENTOMOFAUNA
ACUÁTICA Y SU USO COMO INDICADORES
BIOLÓGICOS EN HUMEDALES DE VILLA,
LIMA, PERÚ.”**

TESIS

Para optar el Título Profesional de Biólogo con mención en Zoología

AUTOR

Jorge Luis Peralta Argomeda

ASESOR

Ana A. Huamantínco Araujo

Lima – Perú

2012



UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
(Universidad del Perú, DECANA DE AMÉRICA)

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ESCUELA ACADÉMICO PROFESIONAL DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

**DIVERSIDAD DE LA ENTOMOFAUNA ACUÁTICA
Y SU USO COMO INDICADORES BIOLÓGICOS
EN HUMEDALES DE VILLA, LIMA, PERÚ**

**Tesis para optar el Título Profesional de Biólogo
con mención en Zoología**

TESISTA: BACH. JORGE LUIS PERALTA ARGOMEDA

ASESORA: DRA. ANA A. HUAMANTINCO ARAUJO

Lima- Perú

2012

A mis queridos padres Carmen y Bernardino, quienes me brindaron su amor y cariño, y su apoyo incondicional en todas las decisiones que he tomado.

A mi querido hermano Juan Carlos por estar siempre a mi lado.

Y a los futuros investigadores interesados en el estudio de los insectos acuáticos, que vean en estas palabras la motivación que recibí durante el desarrollo de mi trabajo de tesis.

AGRADECIMIENTOS

Durante el desarrollo del presente trabajo de tesis recibí el apoyo y sugerencias de personas e instituciones que confiaron en mi propuesta, por esta razón agradeceré de manera explícita a cada una de ellas.

En primer lugar quiero agradecer a mi familia, a mis padres, Carmen y Bernardino, quienes en todo momento me dieron su apoyo incondicional durante mi carrera universitaria y durante el desarrollo de la presente tesis. A mi querido hermano Juan Carlos, quien me ayudó durante las colectas en los humedales de Villa.

A mi estimada asesora, Dra. Ana Huamantínco, quién incentivó mi interés en el estudio de insectos acuáticos. Su apoyo con valiosas sugerencias y críticas constructivas en la elaboración y desarrollo del presente trabajo de tesis, hicieron posible la culminación de esta investigación que contribuirá en el conocimiento de la biodiversidad de insectos acuáticos no sólo de Lima, sino de nuestro país.

Al Dr. Gerardo Lamas, Jefe del Departamento de Entomología del Museo de Historia Natural de la UNMSM, por permitirme desarrollar parte de mi trabajo de tesis en su departamento.

A los profesores miembros del jurado de tesis; Dr. Niels Valencia, Mg. Iris Samanez y Blga. Norberta Martínez, por sus valiosas sugerencias y críticas constructivas durante la revisión de la presente tesis.

A los respetables docentes e investigadores de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires, Argentina: Dr. Áxel Bachmann y Dra. Silvia Mazzucconi por su valioso apoyo en la corroboración e identificación de las especies de heterópteros acuáticos.

A los respetables investigadores miembros del CONICET, Argentina: Dra. Patricia Torres y Dr. Mariano Michat por su valioso apoyo en la corroboración e identificación de las especies de coleópteros acuáticos de las familias Hydrophilidae y Dytiscidae, respectivamente.

A la respetable Dra. Analía Paggi, investigadora del Instituto de Limnología "Dr. R. A. Ringuelet", La Plata, Argentina, por su valioso apoyo en la corroboración e identificación de los géneros y especies de la Familia Chironomidae.

Al respetable investigador Tim Faasen de la Universidad de Utrecht, por su valioso apoyo en la corroboración e identificación de las especies de la Familia Coenagrionidae.

A mí querida amiga Bach. Diana Alcántara, quién me ayudo en una de las colectas realizadas en los humedales de Villa y a mis compañeros del Departamento de Entomología del Museo de Historia Natural- UNMSM por sus comentarios.

Al apoyo recibido por parte de PROHVILLA, organismo encargado de la administración y protección del Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa y a su personal administrativo.

El presente trabajo de investigación fue financiado con el Fondo de Promoción de Trabajo de Tesis de Pregrado del Vicerrectorado de Investigación- Universidad Nacional Mayor de San Marcos (Código N° 111001087).

ÍNDICE GENERAL

1. INTRODUCCIÓN	1
2. MARCO TEÓRICO	3
2.1. Humedales costeros, importancia y problemática actual en nuestro país	3
2.2. El departamento de Lima y los Humedales de Villa	4
2.3. La entomofauna acuática como bioindicadores de impacto antrópico en humedales	7
3. HIPÓTESIS	10
4. OBJETIVOS	10
5. MATERIAL Y MÉTODOS	11
5.1. Área de estudio	11
5.2. Diseño de estudio	15
5.3. Descripción de las estaciones de muestreo	16
5.4. Periodo de estudio	28
5.5. Caracterización ambiental	28
5.6. Caracterización físico-química del agua	28
5.7. Colecta de la entomofauna acuática	29
5.8. Tratamiento del material biológico en laboratorio	29
5.9. Análisis de datos	30
5.9.1. Composición de la entomofauna acuática	30
5.9.2. Riqueza Específica (S) por estaciones de muestreo	31
5.9.3. Abundancia y Densidad de individuos por estaciones de muestreo	31
5.9.4. Estructura Comunitaria	31
5.9.4.1. Índice de Diversidad de Shannon- Wiener (H')	32
5.9.4.2. Índice de Equidad de Pielou (J')	33
5.9.5. Análisis multivariado	33
5.9.6. Métricas de Bioindicación	34
5.9.6.1. Índices Unimétricos	34
5.9.6.1.1. Métricas simples	34

5.9.6.1.1.1. Diversidad de Shannon-Wiener (H')	34
5.9.6.1.2. Índices bióticos	35
5.9.6.1.2.1. Índice de Monitoreo Biológico adaptado para Colombia (por sus siglas en inglés BMWP/Col)	35
5.9.6.1.2.2. Puntaje Promedio por Taxon (por sus siglas en inglés ASPT)	36
5.9.6.1.2.3. Puntaje de Contaminación en los Humedales del Cisne usando Macroinvertebrados Acuáticos (por sus siglas en inglés SWAMPS)	36
5.9.6.2. Índices Multimétricos	38
5.9.6.2.1. Índices Biológicos de Integridad	38
5.9.6.2.1.1. Índice de Integridad Biótica para Lagos Interdunarios (IIBLI)	38
5.9.6.2.1.2. Índice Biológico de Integridad en Humedales con Invertebrados (IBI)	39
5.9.6.2.1.3. Índice para Humedales de Wisconsin usando Macroinvertebrados (por sus siglas en inglés WWMI)	41
6. RESULTADOS	42
6.1. Caracterización ambiental	42
6.2. Caracterización físico-química del agua	44
6.3. Composición de la entomofauna acuática en los humedales de Villa	47
6.3.1. Época de menor nivel del agua (febrero)	49
6.3.2. Época de mayor nivel del agua (agosto)	51
6.4. Riqueza Específica por estaciones de muestreo	52
6.5. Abundancia de individuos por estaciones de muestreo	56
6.6. Estructura Comunitaria	59
6.6.1. Índice de Diversidad de Shannon- Wiener (H')	59
6.6.2. Índice de Equidad de Pielou (J')	62
6.7. Análisis multivariado	65

6.8. Métricas de Bioindicación	67
6.8.1. Índices Unimétricos	67
6.8.1.1. Métricas simples	67
6.8.1.1.1. Diversidad de Shannon-Wiener	67
6.8.1.2. Índices bióticos	68
6.8.1.2.1. Índice de Monitoreo Biológico adaptado para Colombia (por sus siglas en inglés BMWP/Col)	69
6.8.1.2.2. Puntaje Promedio por Taxon (por sus siglas en inglés ASPT)	70
6.8.1.2.3. Puntaje de Contaminación en los Humedales del Cisne usando Macroinvertebrados Acuáticos (por sus siglas en inglés SWAMPS)	71
6.8.2. Índices Multimétricos	73
6.8.2.1. Índices Biológicos de Integridad	73
6.8.2.1.1. Índice de Integridad Biótica para Lagos Interdunarios (IIBLI)	73
6.8.2.1.2. Índice Biológico de Integridad en Humedales con Invertebrados (IBI)	74
6.8.2.1.3. Índice para Humedales de Wisconsin usando Macroinvertebrados (por sus siglas en inglés WWMI)	76
6.8.3. Métricas de bioindicación por lagunas	77
6.9. Relación entre los factores abióticos y bióticos	79
7. DISCUSIÓN	80
8. CONCLUSIONES	92
9. RECOMENDACIONES	94
10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95
11. ANEXOS	107

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Ubicación y descripción de las estaciones de muestreo en los Humedales de Villa (Lima, Perú).	15
Tabla 2. Esquema de clasificación de la calidad de las aguas, de acuerdo a los valores del índice de Shannon-Wiener (H') (Segnini 2003).	34
Tabla 3. Puntaje de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el Índice BMWP/Col (Roldán 2003).	35
Tabla 4. Clases de calidad del agua, valores del BMWP/Col, significado y colores para representaciones cartográficas (Roldán 2003).	36
Tabla 5. Valores de ASPT y escala de calidad del agua (Galbrand <i>et al.</i> 2007).	36
Tabla 6. Valor del grado de sensibilidad para los taxa de invertebrados registrados en los humedales de la llanura costera del cisne, Australia (Davis <i>et al.</i> 1999).	37
Tabla 7. Categoría de calidad del agua asociada al valor del SWAMPS para humedales de la llanura costera del cisne, Australia (Davis <i>et al.</i> 1999).	38
Tabla 8. Valores del Índice de Integridad Biótica para Lagos Interdunarios (IIBLI) y condiciones que presentan los lagos interdunarios, México (Peralta 2007).	38
Tabla 9. Parámetros y valores utilizados en el Índice de Integridad Biótica para Lagos Interdunarios (IIBLI), México (Peralta 2007).	39
Tabla 10. Métrica biológica y puntaje para el Índice Biológico de Integridad en Humedales (IBI) (USEPA 2002).	40
Tabla 11. Puntaje total del IBI y clases de integridad para los humedales en una región de referencia (USEPA 2002).	41
Tabla 12. Puntaje para las métricas de macroinvertebrados incluidas en el Índice para Humedales de Wisconsin (WWMI) (USEPA 2004).	41
Tabla 13. Puntaje total del WWMI y clases de integridad en humedales (USEPA 2004).	41
Tabla 14. Parámetros físicos por lagunas y estaciones de muestreo en los Humedales de Villa (Lima, Perú). Época de menor nivel del agua (febrero 2010).	42
Tabla 15. Parámetros físicos por lagunas y estaciones de muestreo en los Humedales de Villa (Lima, Perú). Época de mayor nivel del agua (agosto 2010).	43

Tabla 16. Valoración ambiental de las estaciones de muestreo y las lagunas en los Humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.	44
Tabla 17. Parámetros físico-químicos del agua por lagunas y estaciones de muestreo en los Humedales de Villa (Lima, Perú). Época de menor nivel del agua (febrero 2010).	45
Tabla 18. Parámetros físico-químicos del agua por lagunas y estaciones de muestreo en los Humedales de Villa (Lima, Perú). Época de mayor nivel del agua (agosto 2010).	46
Tabla 19. Composición y abundancia de la entomofauna acuática en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.	48-49
Tabla 20. Número promedio de especies de la entomofauna acuática, considerando las 3 réplicas, por lagunas y estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.	53
Tabla 21. Abundancia promedio de individuos de la entomofauna acuática, considerando las 3 réplicas, por lagunas y estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.	56
Tabla 22. Índice de Diversidad de Shannon- Wiener (H') promedio de la entomofauna acuática, considerando las 3 réplicas, por lagunas y estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.	59-60
Tabla 23. Índice de Equidad de Pielou (J') promedio de la entomofauna acuática, considerando las 3 réplicas, por lagunas y estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.	62
Tabla 24. Diversidad de Shannon-Wiener de la entomofauna acuática y calidad del agua en las estaciones de muestreo de los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.	68
Tabla 25. Valores del BMWP/ Col utilizando la entomofauna acuática y calidad del agua en las estaciones de muestreo de los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.	69
Tabla 26. Valores del ASPT utilizando la entomofauna acuática y calidad del agua en las estaciones de muestreo de los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.	71
Tabla 27. Valores del SWAMPS utilizando la entomofauna acuática y calidad del agua en las estaciones de muestreo de los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.	72
Tabla 28. Valores del IIBLI y calidad del agua en las estaciones de muestreo de los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.	74

Tabla 29. Valores del IBI y calidad del agua en las estaciones de muestreo de los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.	75
Tabla 30. Valores del WWMI (2004) y calidad del agua en las estaciones de muestreo de los Humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.	76-77
Tabla 31. Correlación de Spearman entre la valoración ambiental de Moss (2006) y las siete métricas de bioindicación. Febrero y agosto de 2010.	77
Tabla 32. Valores y calidades del agua según las siete métricas de bioindicación para las lagunas en los Humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero de 2010.	78
Tabla 33. Valores y calidades del agua según las siete métricas de bioindicación para las lagunas en los Humedales de Villa (Lima, Perú). Agosto de 2010.	79

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica de las 12 estaciones de muestreo dentro del Refugio de Vida Silvestre los Pantanos de Villa, Lima, Perú (Fuente: Google Earth).	14
Figura 2. Estación E-1. Laguna Mayor o Principal. Humedales de Villa, Lima, Perú. Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).	16
Figura 3. Estación E-2. Laguna Mayor o Principal. Humedales de Villa, Lima, Perú. Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).	17
Figura 4. Estación E-3. Laguna Mayor o Principal. Humedales de Villa, Lima, Perú. Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).	18
Figura 5. Estación E-4. Laguna Mayor o Principal. Humedales de Villa, Lima, Perú. Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).	19
Figura 6. Estación E-5. Laguna Mayor o Principal. Humedales de Villa, Lima, Perú. Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).	20
Figura 7. Estación E-6. Laguna Las Delicias. Humedales de Villa, Lima, Perú. Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).	21
Figura 8. Estación E-7. Laguna Las Delicias. Humedales de Villa, Lima, Perú. Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).	22
Figura 9. Estación E-8. Laguna Las Delicias. Humedales de Villa, Lima, Perú. Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).	23
Figura 10. Estación E-9. Laguna Sur. Humedales de Villa, Lima, Perú. Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).	24
Figura 11. Estación E-10. Laguna Sur. Humedales de Villa, Lima, Perú. Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).	25
Figura 12. Estación E-11. Laguna Marvilla. Humedales de Villa, Lima, Perú. Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).	26
Figura 13. Estación E-12. Laguna Marvilla. Humedales de Villa, Lima, Perú. Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).	27

Figura 14. Riqueza de especies de la entomofauna acuática por estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto del 2010. Las barras verticales representan el error de la media. **55**

Figura 15. Abundancia de individuos de la entomofauna acuática por estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto del 2010. Las barras verticales representan el error de la media. **58**

Figura 16. Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') por estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto del 2010. Las barras verticales representan el error de la media. **61**

Figura 17. Índice de Equidad de Pielou (J') por estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto del 2010. Las barras verticales representan el error de la media. **64**

Figura 18. Análisis no Paramétrico de Escalamiento Multidimensional (nMDS) por estaciones de muestreo en los Humedales de Villa (Lima, Perú). Laguna Mayor (E-1; E-2; E-3; E-4 y E-5), laguna Las Delicias (E-6; E-7 y E-8), laguna Sur (E-9 y E-10) y laguna Marvilla (E-11 y E-12). Ambas épocas de estudio, menor nivel del agua en azul(f) y mayor nivel del agua en rojo(a). **66**

RESUMEN

Los humedales de Villa constituyen la única área natural protegida dentro del casco urbano de Lima; es por ello que tienen un gran valor científico. El objetivo principal de la investigación fue determinar la composición de la entomofauna acuática en Villa y su uso como bioindicadores de la calidad ambiental. Se establecieron doce estaciones de muestreo en cuatro lagunas del humedal, evaluando la entomofauna acuática durante las épocas de menor nivel de agua (febrero 2010) y mayor nivel de agua (agosto 2010). Se registraron 53 especies de insectos acuáticos, siendo 22, nuevos registros para Villa. Se observaron cambios notables en las condiciones ambientales y fisicoquímicas del agua entre las estaciones de muestreo. Las pruebas estadísticas no paramétricas de Kruskal-Wallis y Wilcoxon-Mann-Whitney para la riqueza específica y la estructura comunitaria de insectos acuáticos (diversidad de Shannon-Wiener y equidad de Pielou) y los análisis de similitud (ANOSIM) y de agrupamiento utilizando el método no paramétrico de escalamiento multidimensional (nMDS) determinaron diferencias significativas ($p < 0.05$) a nivel temporal y espacial de la comunidad de insectos acuáticos. La variación temporal se explica por la hidrología del humedal, siendo el nivel del agua en las lagunas el factor determinante y la variación espacial se explica por el tamaño de las lagunas. En adición, el análisis de similitud porcentual (SIMPER) permitió identificar las especies que más influyen en la estructura comunitaria de los insectos acuáticos en Villa. Según el análisis de correlación no paramétrico de Spearman entre la valoración ambiental de Moss y las siete métricas de bioindicación propuestas, los índices H' , BMWP/Col y ASPT serían los más apropiados para determinar la calidad ambiental en los humedales de Villa, ya que demostraron su validez estadística ($p < 0.05$) para la época de mayor estabilidad ambiental (febrero). En este estudio se comprobó que los cambios en la estructura de la comunidad de insectos acuáticos, en respuesta a los cambios de su entorno abiótico, fueron detectados por los parámetros comunitarios y las métricas de bioindicación, para monitorear la calidad ambiental de los humedales de Villa.

Palabras clave: entomofauna acuática, humedales costeros, diversidad, ecología, bioindicación.

ABSTRACT

The wetlands of Villa constituted the unique natural protected area within the urban area of Lima; this is why they have great scientific value. The main objective of this research was determine the composition of the aquatic insect fauna in Villa and its use as bioindicators of environmental quality. Twelve sampling stations were established in four lagoons of this wetland, evaluating the aquatic insect fauna during times of lower hydrolevel (february 2010) and upper hydrolevel (august 2010). Fifty three species of aquatic insects are recorded, being twenty two, new records for Villa's wetlands. There were notable changes in the environmental and physicochemical conditions of water between sampling stations. The non-parametric statistical tests of Kruskal-Wallis and Wilcoxon-Mann-Whitney for the species richness and the community structure of aquatic insects (Shannon-Wiener's diversity and Pielou's equitability) and the similarity analysis (ANOSIM) and clustering using the non-parametric method multidimensional scaling (nMDS) determined significant differences ($p < 0.05$) at the temporally and spatially level of the aquatic insect community. The temporal variation is explained by the hydrology of the wetland, being the water level in lagoons the determining factor, and the spatial variation is explained by the size of the lagoons. In addition, the analysis of similarity percentage (SIMPER) identified the species that more influenced the community structure of aquatic insects in Villa. According to the nonparametric correlation analysis of Spearman between the environmental assessment of Moss (2006) and the seven bioindication metrics proposals, the indexes H' , BMWP/Col and ASPT would be most appropriate to determine the environmental quality in Villa's wetland, as demonstrated its statistical validity ($p < 0.05$) for the period of greatest environmental stability (February). This study proved that changes in community structure of aquatic insects, in response to changes in their abiotic environment, were detected by the community parameters and metrics of bioindication, to monitor of environmental quality in Villa's wetlands.

Key word: aquatic insect fauna, coastal wetlands, diversity, ecology, bioindication.

1. INTRODUCCIÓN

Existen diferentes tipos de humedales, siendo los más particulares los asociados a sistemas costeros, estos se encuentran ampliamente distribuidos en las zonas costeras de todo el mundo (Wetzel 1981). La mayoría de estudios relacionados a dichos ambientes se han realizado en Estados Unidos, Canada y Australia (Boorman *et al.* 1997, Davis *et al.* 1999, Tiner 2003) donde describen sus características físicas, químicas y biológicas. En países de Sudamérica, como Brasil y Argentina han sido estudiados por Nessimian (1995) y Poi de Neiff y Neiff (2006), respectivamente, ellos destacan la importancia de la comunidad de invertebrados acuáticos que habita en estos ambientes. Muchos autores consideran a los humedales costeros, ecosistemas de gran importancia porque pueden mantener especies endémicas y además son sitio de anidación y alimentación de aves, entre otros (Leibowitz 2003).

A pesar de su gran importancia, casi la mitad de los humedales en el mundo han desaparecido en el último siglo debido al proceso de desarrollo urbano (Villagrán *et al.* 2006), esta presión ha sido mayor en humedales de poca extensión (Gallego *et al.* 1999). Otro problema, es que muchas de las especies que dependen de los humedales, están dentro de los grupos más amenazados de extinción (Ricciardi *et al.* 1998). En este contexto, el uso de indicadores biológicos en el monitoreo de cambios en las condiciones ambientales de los humedales, constituye una herramienta útil para prevenir la pérdida de especies (Summerville *et al.* 2004).

El presente estudio de investigación fue realizado en los humedales de Villa, ecosistema clasificado como una zona de vida del desierto desecado subtropical, en la provincia biogeográfica del Desierto Pacífico (Shoobridge 2005). El estudio se enfocó en la comunidad de insectos acuáticos, debido a su gran diversidad de especies (Merritt *et al.* 2008) y a que son considerados excelentes indicadores biológicos de la

calidad ambiental en ecosistemas acuáticos, porque poseen requerimientos ecológicos específicos y por su rápida respuesta frente a cambios medioambientales (Brown 1997, Figueroa *et al.* 2003). Su abundancia, diversidad y corto ciclo de vida los hacen ideales para la caracterización de las condiciones ecológicas en humedales (Galbrand *et al.* 2007). Además, desempeñan un importante rol en el funcionamiento del ecosistema ocupando una posición central en la cadena trófica del humedal constituyendo, junto con otros invertebrados, el enlace clave entre la producción primaria y los niveles tróficos superiores (Good *et al.* 1978, Grubh and Mitsch 2004).

El periodo de estudio se dividió en dos épocas, determinadas por la hidrología de los humedales de Villa donde, en los meses de junio a setiembre se observan cambios notables en el nivel de agua (elevación del nivel) por el aporte de las precipitaciones de meses anteriores en la sierra las que demoran en llegar hasta el humedal, creando un flujo subterráneo a través de la napa freática (Young 1998). Considerando esta dinámica de cambios en el nivel del agua, la primera evaluación se realizó durante el período de menor nivel del agua (febrero 2010) y la segunda durante el período de mayor nivel del agua (agosto 2010). Además, se empleó el método de valoración ambiental propuesto por Moss (2006) para distinguir el grado de integridad de las estaciones de muestreo.

El principal aporte de este trabajo de investigación es que constituye uno de los primeros estudios sobre insectos acuáticos vinculados a la bioindicación en humedales costeros, ecosistemas muy frágiles y sensibles al impacto antrópico. Adicionalmente, los métodos estadísticos aplicados, la integración de los análisis de la estructura comunitaria y las métricas de bioindicación propuestas en la parte metodológica, pretenden contribuir en estudios ecológicos de la entomofauna acuática en humedales costeros y su posible aplicación en estudios de impacto ambiental para las mismas.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Humedales costeros, importancia y problemática actual en nuestro país

Los humedales son ecosistemas que albergan vegetación hidrófila, que se establecen en terrenos con suelos inundados de forma permanente o semipermanente, distribuyéndose a lo largo de una gradiente de humedad (Smith and Smith 2001). Son ecosistemas altamente productivos que se caracterizan por cumplir múltiples funciones ecológicas, al ser sistemas sedimentarios, en los que se acumulan carbono, nitrógeno, fósforo y materiales que son intercambiados con la atmósfera y con el entorno, en este medio se dan mecanismos naturales como reacciones biogeoquímicas de oxido-reducción, fitorremediación y biorremediación, además en ellos se mantiene una alta diversidad biológica (*Ob. cit.*). Su principal contribución está relacionada con la hidrología de la región, al actuar como sistemas filtradores de la contaminación del agua (*Ob. cit.*). Por lo mencionado anteriormente, los humedales asumen una importancia ecológica y económica desproporcionada en relación a su tamaño (Galbrand *et al.* 2007).

Pese a la gran importancia que tienen los humedales, en las últimas décadas nuestro país ha sido afectado por el desplazamiento de las poblaciones humanas hacia las zonas costeras, constituyendo actualmente uno de los factores que amenaza la salud y conservación de los humedales, especialmente los del tipo costero (ProNaturaleza 2010). Entre estos factores se incluyen el incremento exponencial de actividades económicas originadas por la expansión urbana, la ampliación de áreas agrícolas, el drenaje de los humedales y la desertificación de la costa por la contaminación de sus suelos (*Ob. cit.*). En el litoral costero peruano se han considerado 95 ambientes como humedales costeros, sin embargo, muchos de ellos están desapareciendo por las amenazas a las que están sometidos (*Ob. cit.*).

Ante esta situación, el 12 de marzo de 1996, mediante Resolución Jefatural N° 054-96-INRENA, el gobierno peruano aprobó oficialmente la estrategia nacional para la conservación de humedales en el Perú con el objetivo de promover la conservación de los humedales, orientado a obtener beneficios ecológicos, sociales, económicos, culturales y espirituales como aporte para el desarrollo integral de nuestro país (MINAG/INRENA 1996).

En el 2010 ProNaturaleza publicó el documento base para la elaboración de una estrategia de conservación de los humedales de la costa peruana con el objetivo de fortalecer la estratégica nacional para la conservación de humedales en el Perú. Este documento sugiere estrategias regionales y locales para la conservación de humedales costeros basadas en una metodología estandarizada para la evaluación rápida del estatus de conservación y un inventario de humedales costeros en los departamentos de Tumbes, Piura, Lambayeque, La Libertad, Áncash, Lima, Ica, Arequipa, Moquegua y Tacna (ProNaturaleza 2010).

2.2. El departamento de Lima y los humedales de Villa

Los humedales de Villa están clasificados como una zona de vida de desierto desecado subtropical, en la provincia biogeográfica del Desierto Pacífico, y a partir del 20 de enero de 1997, la convención RAMSAR reconoce a Villa como humedal de importancia internacional para aves acuáticas. Es la única área natural protegida que existe dentro del casco urbano de la ciudad de Lima y por esta razón tiene un gran valor científico, educativo y recreativo para el poblador local. Además, es integrante del corredor migratorio que siguen numerosas especies de aves a lo largo del litoral de la región Neotropical (Shoobridge 2005).

El ecosistema de los humedales de Villa incluye componentes abióticos, destacando los asociados a su hidrología, especialmente los que afectan la calidad, cantidad, y estacionalidad del agua. Los componentes bióticos, como las comunidades vegetales son variados y forman hábitats para otros organismos que habitan el humedal, estos pueden verse afectados por los cambios ambientales y la sucesión ecológica. Todo este ecosistema se conecta a través de las cadenas alimenticias que a su vez forman redes tróficas las cuales aún no han sido cuantificadas, además muchos patrones y procesos han sido alterados por actividades humanas (Young 1998).

Es poco lo que se conoce, además, de cómo los factores abióticos y bióticos influyen en la distribución de los insectos acuáticos en el humedal, siendo muchos de estos afectados por la actividad antrópica (contaminación por desmonte, materia orgánica y aguas servidas que modifican la calidad del agua variando el pH y oxígeno disuelto) (Pip 1986, Vivar *et al.* 1996). Otra realidad que afecta los humedales de Villa, es la modificación continua del hábitat por parte de los pobladores aledaños, quienes por falta de conocimiento extraen, sin ningún criterio, especies vegetales como la totora (*Typha domingensis*) con fines de uso (Young 1998). Los totorales son importantes porque dan refugio no solo a muchas aves, sino también a los insectos acuáticos.

Los humedales de Villa constituyen un centro natural de investigación en la costa peruana y desde hace mucho tiempo han sido objeto de numerosos estudios científicos. En relación a la flora, Cano *et al.* (1998) presentaron un estudio comparativo de la flora vascular en tres humedales de la zona costera del departamento de Lima: los pantanos de Villa, la laguna El Paraiso y la laguna Medio Mundo, destacando Villa como el humedal con mayor diversidad florística en la zona, debido principalmente a su extensión e historia. Arana (1998) estudio las relaciones fitogeográficas de la flora vascular en Villa, registrando especies con diferentes tipos de distribución, desde endémicas (*Myrsine manglilla* y *Erigeron leptorhizon*) hasta

cosmopolitas, siendo la mayoría de amplia distribución mundial, pero restringidas a nivel nacional, de esta manera el autor resalta la importancia de la conservación de esta localidad. Montoya (1998) destaca la gran diversidad de especies algales y sus hábitats en las lagunas de Villa y discute sobre los roles principales de las algas en relación al funcionamiento, regulación y mantenimiento de este ecosistema acuático.

La fauna de Villa fue estudiada por autores como: Sarmiento y Morales (1998) y Guillén *et al.* (2003), quienes estudiaron la comunidad de protozoarios destacando su importancia como descomponedores de materia orgánica y consumidores claves de diatomeas y algas en los ecosistemas acuáticos, además de poder ser utilizados como indicadores del estado de salud del ecosistema acuático. Iannacone y Alvarino (2007) estudiaron la comunidad zooplancónica de los cuerpos de agua permanentes de Villa, enfatizando su importancia como bioindicadores de la calidad del ambiente acuático, y destacando la falta de estudios en este grupo. Vivar *et al.* (1996) estudiaron la fauna malacológica de Villa y su aporte en la conservación del humedal, ya que esta plasma los cambios ocurridos en el tiempo, asimismo, gracias a ella se puede registrar la salud de otros componentes de la biota acuática, porque actúan como hospederos intermedios, controladores biológicos, indicadores de la calidad del agua y son parte del flujo energético para algunos vertebrados. Duárez (1998) estudió la diversidad y composición de las arañas en Villa, incluyendo datos sobre su distribución en relación con los diferentes hábitats del ecosistema y el efecto de la actividad humana en la zona. Castro *et al.* (1998) estudiaron la ictiofauna de Villa, enfatizando aspectos de su ecología y distribución dentro de los cuerpos de agua, además de su relación con los factores ambientales (salinidad, vegetación ribereña y aporte hídrico), en este trabajo se destacó a Villa por su valor como un importante ecosistema para los peces de Lima, aún cuando existen especies introducidas, las especies nativas son elementos claves para la conservación de la zona. Pautrat y Riveros (1998) estudiaron la comunidad de aves en Villa, registrando 119 especies y el status de cada una como

residentes y migratorias, además se discutió las variaciones diarias, estacionales y anuales de la diversidad ornitológica en la zona.

Sobre la entomofauna acuática en los humedales de Villa se conoce poco, y la taxonomía de varios grupos como los dípteros es aún desconocida, evidenciando el escaso conocimiento de uno de los principales componentes biológicos del humedal (la entomofauna acuática), sin embargo, se han realizado estudios destacando su importante rol en el ecosistema. Blancas (1976), enfatiza la importancia de la entomofauna que habita los ambientes acuáticos continentales los cuales constituyen un grupo muy diverso e interesante, compuesto por especies depredadoras, herbívoras, omnívoras y detritívoras, ellos ocupan una gran diversidad de hábitats, a los que se han adaptado particularmente para la respiración, alimentación, reproducción y locomoción. En este estudio se registraron 38 especies de insectos acuáticos, constituyendo el primer inventario faunístico de los mismos para la zona de Villa (Blancas 1976). García *et al.* (1996) estudiaron los insectos acuáticos enfocándose en su rol ecológico como biorreguladores de larvas de mosquitos de las especies *Culex quinquefasciatus* Say y *Aedes scapularis* Rondani, destacando siete especies entre coleópteros, hemípteros y odonatos, siendo este último el orden con más especies biorreguladoras (*Ischnura ramburii*, *Ischnura capreola*, *Erythrodiplax cleopatra* y *Rhionaeschna elsia*).

2.3. La entomofauna acuática como bioindicadores del impacto antrópico en humedales

Un problema que afecta a los humedales, es que muchas de las especies que dependen de ellos están dentro de los grupos más amenazados de extinción (Ricciardi *et al.* 1998). En este contexto, el uso de indicadores biológicos en el monitoreo de

cambios en las condiciones del hábitat de los humedales, constituye una herramienta útil para prevenir la pérdida de especies (Summerville *et al.* 2004).

Históricamente el monitoreo ambiental de los cuerpos de agua se ha enfocado en la determinación de parámetros físicos, químicos y bacteriológicos que proporcionan datos cuantitativos de la calidad del agua para satisfacer las necesidades humanas (Cairos *et al.* 1993). Rosenberg *et al.* (2008) mencionan que el monitoreo físico y químico subestima la degradación de los ecosistemas, resumiéndolo de la siguiente manera “las medidas físicas y químicas son como las fotografías del ecosistema, las medidas biológicas son el video”. Esto significa que los análisis fisicoquímicos del agua solo proporcionan una parte del escenario ambiental, y no caracterizan adecuadamente la salud del ecosistema evaluado, mientras que el biomonitoreo (con macroinvertebrados, peces o plantas) permite establecer con más precisión que factores afectan al ecosistema (Karr and Chu 1999). Esto se aprecia mejor cuando se utilizan índices de integridad biótica ya que relacionan variables ambientales, biológicas y actividades humanas (Peralta 2007).

La integridad ambiental se puede medir a través de los índices de bioindicación, los cuales se definen como una expresión numérica que relaciona atributos o características de las poblaciones, comunidades y ecosistemas con los diferentes tipos de actividades humanas que se realizan en una zona o región, de tal manera que permitan evaluar el impacto de las actividades humanas sobre el ambiente (Domínguez y Fernández 2009, Peralta 2007). Los valores de estos índices se pueden utilizar para evaluar las condiciones ambientales de un lugar, determinar los cambios del mismo en el tiempo, comparar con otros lugares y determinar la fuente de perturbación (Peralta 2007).

Del grupo de macroinvertebrados, que muchos autores han propuesto como bioindicadores, los insectos acuáticos son los más utilizados para establecer estos índices biológicos, ya que se encuentran ampliamente distribuidos en todo el mundo y tienen una gran variedad de respuestas al estrés ambiental, permitiendo una efectiva evaluación espacial y temporal de las perturbaciones (Rosenberg *et al.* 2008). Atributos adicionales para considerarlos excelentes bioindicadores son: su gran diversidad de especies, su sedentarismo (que permite un análisis espacial del ambiente), su ciclo biológico (que permite un análisis temporal del ambiente), su taxonomía bien conocida, en especial a nivel de familia y género, y finalmente la facilidad de poder colectarlos (Domínguez y Fernández 2009, Rosenberg *et al.* 2008).

Sin embargo la mayoría de índices que se han desarrollado utilizando este grupo se aplican a ambientes lóticos (arroyos y ríos) considerando principalmente a las familias de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT), órdenes de insectos que no se pueden utilizar en ambientes lénticos (lagunas y humedales) debido a su biología, lo cual no permite que estén presentes en estos ecosistemas (Gernes and Helgen 2002, Peralta 2007). Por esta razón, autores como Gernes and Helgen (2002), Peralta (2007) y Rosenberg *et al.* (2008) proponen utilizar otros grupos de insectos para sistemas lénticos como los humedales, siendo el caso de los órdenes Odonata, Coleoptera y Diptera principalmente, además de Hemiptera (Domínguez y Fernández 2009).

Por lo mencionado anteriormente, el monitoreo de la entomofauna es usada frecuentemente en evaluaciones de calidad ambiental en ecosistemas acuáticos (Merritt *et al.* 2008, Galbrand *et al.* 2007).

3. HIPÓTESIS

Hipótesis de estudio (Ho): Los cambios en la composición y estructura de la entomofauna acuática, como respuesta a cambios en su entorno abiótico, pueden ser detectados para ser usados con fines de monitoreo de la calidad ambiental de los humedales de Villa.

Hipótesis alternativa (Ha): Los cambios en la composición y estructura de la entomofauna acuática, como respuesta a cambios en su entorno abiótico, no pueden ser detectados para ser usados con fines de monitoreo de la calidad ambiental de los humedales de Villa.

4. OBJETIVOS

General:

- Determinar la composición de la entomofauna acuática en los humedales de Villa y su uso como bioindicadores de calidad ambiental.

Específicos:

- Inventariar los taxa que conforman la entomofauna acuática en los humedales de Villa.
- Comparar la diversidad de la entomofauna acuática existente en las principales lagunas de los humedales de Villa en periodos de menor y mayor nivel de agua
- Comparar la diversidad y estructura de la comunidad de insectos acuáticos en las estaciones de muestreo con diferente grado de integridad ambiental.
- Evaluar las métricas biológicas que involucren a la entomofauna acuática, para determinar la calidad ambiental en las estaciones de muestreo y las lagunas de los humedales de Villa.

5. MATERIAL Y MÉTODOS

5.1. Área de estudio

Los humedales de Villa se localizan al sur de la ciudad de Lima, en el distrito de Chorrillos, entre las coordenadas 12°11'42"- 12°13'18" LS y 76°58'42"- 76°59'42" LW (**Figura 1**), ocupando una extensión de 263.27 hectáreas. Presentan un rango altitudinal de 0-5 msnm, con un rango de temperatura entre 15.6°C a 25.8°C y un período de precipitaciones muy breve (junio-setiembre) (Shoobridge 2005).

Los humedales de Villa fueron declarados como área natural protegida en el año 1989, mediante Resolución Ministerial N° 00144-89-AG/DGFF. A partir de 1997 la Convención RAMSAR reconoce esta zona como Humedal de Importancia Internacional para Aves Acuáticas (INRENA 1998).

Geología

Los humedales de Villa se ubican dentro de una depresión plana de 1530 ha, rodeados de colinas entre 100-300 msnm (Morro Solar, Cerro Zig Zag y Lomo Corvina) y una línea de playa recta, muy favorable para el acondicionamiento microclimático en la zona continental húmeda de la interfase mar-continente en la que existen los humedales. Litológicamente están compuestos de areniscas tipo cuarcita y limonitas que conforman las dominancias de monte-islas, relacionadas con los procesos geológico-tectónicos del cretácico y cuaternario (INRENA 1998, Shoobridge 2005).

Las rocas cretácicas forman la cadena de cerros que rodean a los humedales de Villa, así como el substrato rocoso cuaternario acumulado en Villa. Los sedimentos predominantes son areniscas de diferente tamaño de grano, tonalidad y composición

mayormente de cuarzo. Estos depósitos tienen orígenes eólico, lacustre y aluvial (Shoobridge 2005, Young 1998).

Geomorfología

Los humedales de Villa constituyen una zona de acumulación y modelado fluvio-marino-eólico en un ambiente de ensenada litoral y deltaica marginal del río Rímac, en la cual se han desarrollado ambientes lagunares e hidromórficos, los denominados humedales de la zona costera en el Perú (INRENA 1998, Shoobridge 2005).

Suelos

Villa se encuentra en el margen izquierdo de la parte baja del valle del río Rímac. La planicie costera presenta unidades de pantano con suelos del tipo franco-franco arenoso de drenaje pobre y afloramiento de la napa freática muy cerca de la superficie. Fisiográficamente, el área es una llanura formada por depósitos aluviales moderadamente profundos (INRENA 1998, Shoobridge 2005, Young 1998). Los factores limitantes son la topografía, el drenaje pobre y la salinidad. Según el Mapa de Capacidad de Uso Mayor de los Suelos, el área que comprende los humedales de Villa corresponde a la categoría de tierras aptas para pastos, de calidad agroecológica baja y con tendencia a la salinización (INRENA 1998).

Hidrología

Los humedales de Villa se encuentran integrados al sistema hidrológico del río Rímac a través del acuífero Ate-Surco-Chorrillos, en una depresión natural que permite el flujo de agua del acuífero (que a su vez se recarga de las aguas del lecho del río, de las infiltraciones de las áreas agrícolas, de la red de canales y del riego de parques y

jardines). Esto se va a manifestar en 9 puquiales u ojos de agua, 2 en Lomas de Villa y 7 en Villa Baja. La planicie de Villa se encuentra a 35 m por debajo del nivel de la planicie de Chorrillos garantizando el flujo de agua subterránea a los humedales. Presentan agua salobre, aumentando la salinidad en la proximidad al litoral (INRENA 1998, Shoobridge 2005).

Clima

El clima del área es típico de la costa central del Perú con una época invernal entre junio y septiembre, caracterizada por cielos grises, intensa humedad y suaves lloviznas, y una época cálida o de verano entre diciembre y marzo. La precipitación total mensual promedio es baja, oscilando entre 0.0mm y 5.5mm. La temperatura media anual presenta una variación moderada a lo largo del año, con valores mínimos de 15.6°C y máximos de 25.8°C. La humedad relativa media anual es de 86% y fluctúa entre un mínimo de 76% y un máximo de 92% en los meses de febrero y agosto, respectivamente (INRENA 1998).

El anticiclón del Pacífico Sur, produce subsidencia generando abundante nubosidad estratiforme, lo que explica la escasa precipitación y la predominancia de vientos de componente sur que en promedio alcanzan, velocidades de 3m/s. Estos vientos en combinación con la corriente peruana producen nieblas de advección característicos de esta zona (INRENA 1998, Shoobridge 2005).

Acceso

El acceso a los humedales de Villa desde el centro de la ciudad de Lima es por vía terrestre hacia el sur, tomando la Av. Huaylas, antigua Carretera Panamericana Sur, entre los kilómetros 19 y 22, a 1 hora y 30 minutos de la ciudad de Lima.

5.2. Diseño de estudio

El presente estudio se realizó en 4 lagunas de los humedales de Villa, se establecieron 12 estaciones de muestreo georreferenciadas según el sistema de coordenadas sexagesimal (Datum WGS 84): 5 estaciones de muestreo (E-1; E-2; E-3; E-4 y E-5) en la laguna Mayor o Principal cuya extensión es de 50 ha; 3 estaciones (E-6; E-7 y E-8) en la laguna Las Delicias de 10 ha de extensión; 2 estaciones (E-9 y E-10) en la laguna Sur de 6 ha de extensión y 2 estaciones (E-11 y E-12) en la laguna Marvilla de 7 ha de extensión. En la **tabla 1** se resumen los datos del: área total de cada estación de muestreo (considerando las 3 réplicas tomadas en cada una de ellas), porcentaje del área de cada estación con respecto al área total de cada laguna y la valoración ambiental según Moss (2006).

Tabla 1. Ubicación y descripción de las estaciones de muestreo en los Humedales de Villa (Lima, Perú).

Laguna	Estación	Área total de cada estación en m ² (considerando las 3 réplicas)	Valoración ambiental (según Moss, 2006)	Coordenadas	
				Latitud	Longitud
Principal	E-1	3 m ²	Regular	12°12'09.6''	76°59'53.3''
	E-2	3 m ²	Buena	12°12'29.6''	76°59'49.9''
	E-3	3 m ²	Muy Buena	12°12'34.7''	76°59'32.1''
	E-4	3 m ²	Buena	12°12'25.6''	76°59'27.0''
	E-5	3 m ²	Muy buena	12°12'16.1''	76°59'37.0''
Las Delicias	E-6	3 m ²	Pobre	12°12'18.1''	76°59'26.1''
	E-7	3 m ²	Regular	12°12'02.4''	76°59'39.2''
	E-8	3 m ²	Buena	12°12'04.2''	76°59'42.8''
Sur	E-9	3 m ²	Regular	12°13'11.6''	76°58'59.8''
	E-10	3 m ²	Buena	12°13'11.1''	76°59'04.8''
Marvilla	E-11	3 m ²	Regular	12°13'30.6''	76°59'07.5''
	E-12	3 m ²	Buena	12°13'21.5''	76°59'14.7''

5.3. Descripción de las estaciones de muestreo

Estación de muestreo E-1

Estación de regular condición según la valoración ambiental propuesta por Moss (2006). Pertenece a la laguna Mayor o Principal dentro del Refugio de Vida Silvestre los Pantanos de Villa (**Figuras 1 y 2**), se caracterizó por presentar vegetación del tipo gramadal distribuido en pequeños parches a lo largo de la orilla, con predominio de la especie vegetal *Distichlis spicata*. El substrato esta formado por una mezcla de arena y materia orgánica. El nivel del agua se incrementó notablemente en la segunda época de estudio. La estación de muestreo se encuentra localizada en la parte norte de la laguna, aledaña a un conjunto de viviendas. Durante el estudio se evidenció el impacto de las personas que viven o transitan cerca de esta zona, al observar *in situ* restos de materiales de construcción (desmonte), además de otros desechos inorgánicos (bolsas plásticas, vidrios rotos, etc) y orgánicos. Incluso se pudo observar un pequeño embarcadero informal, a no más de 200 metros del lugar, evidencia de pesca artesanal en la zona.



Figura 2. Estación E-1. Laguna Mayor o Principal. Humedales de Villa, Lima, Perú.
Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).

Estación de muestreo E-2

Estación de buena condición según la valoración ambiental propuesta por Moss (2006). Pertenece a la laguna Mayor o Principal dentro del Refugio de Vida Silvestre los Pantanos de Villa (**Figuras 1 y 3**), se caracterizó por presentar vegetación del tipo totoral, donde predomina *Typha domingensis*, distribuida de forma homogénea en la zona de estudio. El substrato esta formado por una mezcla de arena y materia orgánica. El nivel del agua se incrementó notablemente en la segunda época de estudio. La estación de muestreo se encuentra localizada en la parte noroeste de la laguna, el acceso a este punto fue limitado. Durante el estudio no se evidenció el impacto directo de las personas que transitan cerca de esta zona cuando realizan recorridos ecoturísticos, sin embargo en la segunda evaluación se observó restos de desechos orgánicos (peces muertos) debido a la práctica ocasional de pesca ilegal por algunas personas que ingresan sin permiso a la zona.



Figura 3. Estación E-2. Laguna Mayor o Principal. Humedales de Villa, Lima, Perú.
Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).

Estación de muestreo E-3

Estación de muy buena condición según la valoración ambiental propuesta por Moss (2006). Pertenece a la laguna Mayor o Principal dentro del Refugio de Vida Silvestre los Pantanos de Villa (**Figuras 1 y 4**), se caracterizó por presentar vegetación del tipo juncal o vega de ciperáceas, donde predominan las especies vegetales *Scirpus americanus* “junco”, *Cyperus laevigatus* y *Eleocharis geniculata*, distribuidas de forma homogénea en la zona de estudio. El substrato esta formado por una mezcla de arena y materia orgánica. El nivel del agua se incrementó notablemente en la segunda época de estudio. La estación de muestreo se encuentra localizada en la parte sur de la laguna, el acceso a este punto fue limitado. Durante el estudio no se evidenció el impacto directo por alguna actividad antrópica.



Figura 4. Estación E-3. Laguna Mayor o Principal. Humedales de Villa, Lima, Perú. Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).

Estación de muestreo E-4

Estación de buena condición según la valoración ambiental propuesta por Moss (2006). Pertenece a la laguna Mayor o Principal dentro del Refugio de Vida Silvestre los Pantanos de Villa (**Figuras 1 y 5**), se caracterizó por presentar una mezcla de comunidades vegetales del tipo totoral, gramadal y juncal, donde predomina la especie *Typha domingensis* (más del 50% de cobertura), acompañada de *Distichlis spicata*, *Scirpus americanus* y *Cyperus laevigatus*, distribuidas de forma homogénea en la zona de estudio. El substrato esta formado por una mezcla de arena y materia orgánica. El nivel del agua se incrementó notablemente en la segunda época de estudio. La estación de muestreo se encuentra localizada en la parte noreste de la laguna, el acceso a este punto fue limitado. Durante el estudio no se evidenció impacto directo por alguna actividad antrópica.



Figura 5. Estación E-4. Laguna Mayor o Principal. Humedales de Villa, Lima, Perú. Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).

Estación de muestreo E-5

Estación de muy buena condición según la valoración ambiental propuesta por Moss (2006). Pertenece a la laguna Mayor o Principal dentro del Refugio de Vida Silvestre los Pantanos de Villa (**Figuras 1 y 6**), se caracterizó por presentar una mezcla de comunidades vegetales del tipo gramadal y juncal, donde ocurren las especies *Distichlis spicata*, *Scirpus americanus*, *Cyperus laevigatus* y *Eleocharis geniculata* distribuidas de forma homogénea en la zona de estudio, además se pudo observar pequeños parches (menos del 5% de la cobertura) de *Typha domingensis* entre las dos comunidades vegetales mencionadas. El substrato esta formado por una mezcla de arena y materia orgánica. El nivel del agua se incrementó notablemente en la segunda época de estudio. La estación de muestreo se encuentra localizada en la parte noreste de la laguna, el acceso a este punto fue limitado. Durante el estudio no se evidenció impacto directo por alguna actividad antrópica.



Figura 6. Estación E-5. Laguna Mayor o Principal. Humedales de Villa, Lima, Perú.
Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).

Estación de muestreo E-6

Estación de pobre condición según la valoración ambiental propuesta por Moss (2006). Pertenece a la laguna Las Delicias dentro del Refugio de Vida Silvestre los Pantanos de Villa (**Figuras 1 y 7**), se caracterizó por presentar una mezcla de comunidades vegetales del tipo gramadal distribuido en pequeños parches a lo largo de la orilla, con predominio de la especie *Distichlis spicata*, además de la presencia de *Ludwigia octovalvis* como especie acompañante, y aledaña a esta zona de estudio se pudo observar totora, la cual era extraída por las personas que viven alrededor de la zona, esta actividad fue más evidente en la segunda época de estudio. El substrato esta formado por una mezcla de arena y mucha materia orgánica. El nivel del agua se incrementó notablemente en la segunda época de estudio. La estación de muestreo se encuentra localizada en la parte sur de la laguna, y en la parte oriental de ésta, existe un asentamiento humano. Durante el estudio se evidenció el impacto de las personas que viven o transitan cerca de esta zona, al observar *in situ* restos de desechos inorgánicos (bolsas plásticas, botellas de vidrio, llantas, etc) y orgánicos (heces de cuy y/o conejo). Incluso se pudo observar un pequeño grifo a no más de 50 metros del lugar, esto evidenció una fuerte presión antropogénica.



Figura 7. Estación E-6. Laguna Las Delicias. Humedales de Villa, Lima, Perú.

Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).

Estación de muestreo E-7

Estación de regular condición según la valoración ambiental propuesta por Moss (2006). Pertenece a la laguna Las Delicias dentro del Refugio de Vida Silvestre los Pantanos de Villa (**Figuras 1 y 8**), se caracterizó por presentar una mezcla de comunidades vegetales del tipo totoral, gramadal y juncal, donde predomina la especie *Typha domingensis*, acompañada de *Distichlis spicata*, *Scirpus americanus* y *Cyperus laevigatus*, distribuidas de forma homogénea en la zona de estudio. El substrato esta formado por una mezcla de arena y mucha materia orgánica. El nivel del agua se incrementó notablemente en la segunda época de estudio. La estación de muestreo se encuentra localizada en la parte noreste de la laguna, el acceso a este punto fue casi limitado. Durante el estudio no se evidenció impacto directo por alguna actividad antrópica dentro de la zona de estudio, sin embargo adyacente a esta se encontraba un canal el cual era usado ocasionalmente como baño público por las personas del asentamiento humano.



Figura 8. Estación E-7. Laguna Las Delicias. Humedales de Villa, Lima, Perú.
Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).

Estación de muestreo E-8

Estación de buena condición según la valoración ambiental propuesta por Moss (2006). Pertenece a la laguna Las Delicias dentro del Refugio de Vida Silvestre los Pantanos de Villa (**Figuras 1 y 9**), se caracterizó por presentar una mezcla de comunidades vegetales del tipo gramadal y totoral, donde ocurren las especies *Distichlis spicata*, *Typha domingensis* y una especie de planta acuática vascular completamente sumergida *Ruppia maritima*, distribuidas de forma homogénea en la zona de estudio, además se pudo observar pequeños parches (menos del 5% de la cobertura) de *Scirpus americanus* entre las comunidades vegetales mencionadas. El sustrato está formado por una mezcla de arena y materia orgánica. El nivel del agua se incrementó notablemente en la segunda época de estudio. La estación de muestreo se encuentra localizada en la parte noroeste de la laguna alejada del asentamiento humano, el acceso a este punto fue limitado. Durante el estudio no se evidenció impacto directo por alguna actividad antrópica dentro de la zona de estudio.



Figura 9. Estación E-8. Laguna Las Delicias. Humedales de Villa, Lima, Perú.
Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).

Estación de muestreo E-9

Estación de regular condición según la valoración ambiental propuesta por Moss (2006). Pertenece a la laguna Sur dentro del Refugio de Vida Silvestre los Pantanos de Villa (**Figuras 1 y 10**), se caracterizó por presentar una mezcla de comunidades vegetales del tipo juncal y totoral, donde predominan las especies *Scirpus americanus*, *Cyperus laevigatus* y *Typha domingensis*, distribuidas de forma homogénea en la zona de estudio, además se observó *Bacopa monnieri* como especie acompañante de las comunidades vegetales mencionadas. El substrato esta formado por una mezcla de arena y materia orgánica. El nivel del agua se incrementó notablemente en la segunda época de estudio. La estación de muestreo se encuentra localizada en la parte sur de la laguna, el acceso a este punto no fue limitado. Durante el estudio se evidenció impacto directo por actividad antrópica, debido a la crianza de caballos por pobladores que establecieron una caballeriza informal, se observó evidencias del forrajeo de estos mamíferos, además de su aporte de materia orgánica (heces) ocasionando la eutrofización del agua en esta zona de estudio.



Figura 10. Estación E-9. Laguna Sur. Humedales de Villa, Lima, Perú.

Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).

Estación de muestreo E-10

Estación de buena condición según la valoración ambiental propuesta por Moss (2006). Pertenece a la laguna Sur dentro del Refugio de Vida Silvestre los Pantanos de Villa (**Figuras 1 y 11**), se caracterizó por el predominio de la especie *Bacopa monnieri*, distribuida de forma homogénea en la zona de estudio. El substrato esta formado principalmente por una mezcla de arena y poca materia orgánica. El nivel del agua se incrementó notablemente en la segunda época de estudio. La estación de muestreo se encuentra localizada en la parte norte de la laguna, el acceso a este punto no fue muy limitado. Durante el estudio no se evidenció el impacto directo de las personas que vivían cerca de esta zona, sin embargo se encontraba cerca de un canal que aparentemente era usado por las personas como fuente de agua.



Figura 11. Estación E-10. Laguna Sur. Humedales de Villa, Lima, Perú.

Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).

Estación de muestreo E-11

Estación de regular condición según la valoración ambiental propuesta por Moss (2006). Pertenece a la laguna Marvilla dentro del Refugio de Vida Silvestre los Pantanos de Villa (**Figuras 1 y 12**), este cuerpo de agua es colindante con la zona costera (con una separación aproximada de 50 m). Se caracterizó por el predominio de las especies *Distichlis spicata* y *Paspalum vaginatum* formando una franja de gramadal distribuida de forma homogénea en la zona de estudio. El substrato esta formado principalmente por arena y poca materia orgánica. El nivel del agua se incrementó notablemente en la segunda época de estudio. La estación de muestreo se encuentra localizada en la parte sur de la laguna, el acceso a este punto no fue limitado. Durante el estudio se evidenció impacto directo por actividad antrópica, al observar *in situ* restos de desechos inorgánicos (bolsas plásticas, botellas de vidrio, envolturas metálicas, etc) debido a que en la zona se realizan caminatas a caballo y recorridos ecoturísticos.



Figura 12. Estación E-11. Laguna Marvilla. Humedales de Villa, Lima, Perú.

Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).

Estación de muestreo E-12

Estación de buena condición según la valoración ambiental propuesta por Moss (2006). Pertenece a la laguna Marvilla dentro del Refugio de Vida Silvestre los Pantanos de Villa (**Figuras 1 y 13**), se caracterizó por presentar una mezcla de comunidades vegetales del tipo totoral, gramadal y juncal, donde predominan la especie *Typha domingensis*, acompañada de *Distichlis spicata*, *Scirpus americanus* y *Cyperus laevigatus*, distribuidas de forma homogénea en la zona de estudio, además se identificó la especie *Hydrocotyle ranunculoides* y *Ludwigia octovalvis* que incrementaron su cobertura en la segunda época y *Paspalum vaginatum* abundante en la primera época. El substrato esta formado principalmente por arena y poca materia orgánica. El nivel del agua se incrementó notablemente en la segunda época de estudio. La estación de muestreo se encuentra localizada en la parte norte de la laguna, el acceso a este punto no fue muy limitado. Durante el estudio no se evidenció impacto directo por alguna actividad antrópica en la zona de estudio.



Figura 13. Estación E-12. Laguna Marvilla. Humedales de Villa, Lima, Perú.

Épocas de menor nivel del agua (febrero, 2010) y mayor nivel del agua (agosto, 2010).

5.4. Periodo de estudio

Se dividió en dos épocas, determinadas a partir del conocimiento de la hidrología de los humedales de Villa, según Young (1998) en los meses de junio a setiembre se observan cambios notables en el nivel de agua (elevación del nivel) por el aporte de las precipitaciones de meses anteriores en la sierra las que demoran en llegar hasta el humedal, creando un flujo subterráneo a través de la napa freática. Por esta razón, la primera evaluación se realizó durante el período de menor nivel del agua (octubre-mayo), los días 7, 8 y 9 de febrero del 2010. Y la segunda evaluación, correspondiente al período de mayor nivel del agua (junio- setiembre), los días 7, 8 y 9 de agosto del 2010.

5.5. Caracterización ambiental

Durante el estudio se registraron datos físicos de las estaciones de muestreo, para poder describir y tipificarlas de acuerdo a las condiciones ambientales que presentaron. Se tomaron medidas de: profundidad del punto de muestreo, transparencia y tipo de sustrato predominante. La integridad ambiental o valoración ambiental se realizó en todas las estaciones de muestreo, previamente a la toma de datos físicos y biológicos, utilizando la “Matriz de Evaluación de Humedales” propuesto por Moss (2006) para humedales en Costa Rica (**Anexo 1**). Esto permitió tipificar la condición frente al impacto antrópico que presentaron tanto las estaciones de muestreo como las lagunas durante el período de estudio.

5.6. Caracterización físico-química del agua

En las estaciones de muestro, se registraron los principales parámetros fisicoquímicos como: temperatura del ambiente con un termómetro digital, temperatura del agua y pH

con un potenciómetro/ termómetro (modelo ATC), oxígeno disuelto con un oxímetro portátil (modelo DO6), conductividad eléctrica con un conductivímetro (modelo EC-1385) y concentración de amonio con un kit SERA ® para detección de amonio, previo a la toma de muestras biológicas. Sólo en el caso del oxígeno disuelto se tomaron los datos por triplicado.

5.7. Colecta de la entomofauna acuática

Para la colecta de la entomofauna acuática se utilizó una red acuática de fondo “Bottom Aquatic Kick Net” de 250µm de abertura de malla, con un marco de 30cm x 30cm, determinando, sobre la superficie de cada estación de muestreo, 1 m² de área de colecta y por triplicado (Domínguez y Fernández 2009). La colecta de los organismos se realizó en el borde de cada laguna, sumergiendo la red acuática, batiéndola vigorosamente en el fondo y sobre la vegetación sumergida, de modo que se genere una corriente que arrastre y concentre a los organismos dentro de la red (Merritt *et al.* 2008). Con este esquema de trabajo, se obtuvo alta representatividad de la entomofauna acuática y se pudo aplicar las pruebas estadísticas con un criterio sistemático (Melo y Hepp 2008). El material obtenido se fijó en formol al 4% y se almacenó en bolsas plásticas, debidamente etiquetados. Posteriormente, el material colectado, se pasó por un tamiz de 500 µm para eliminar arena, arcilla y detrito fino. Finalmente, el material fue almacenado en alcohol al 80%.

5.8. Tratamiento del material biológico en laboratorio

La separación e identificación de la entomofauna acuática se realizó en el laboratorio de Invertebrados Acuáticos, Facultad de Ciencias Biológicas de la UNMSM, con la ayuda de un microscopio estereoscópico de 40 aumentos. Parte de la identificación se realizó en el Departamento de Entomología del Museo de Historia Natural de la

UNMSM, utilizando un microscopio estereoscópico de 180 aumentos. La identificación taxonómica se hizo hasta el nivel más fino posible, almacenando el material biológico en tubos de vidrio con alcohol al 80% y debidamente rotulados. Posteriormente se cuantificó el número de individuos por taxón identificado, y se creó una matriz de trabajo en Microsoft Excel.

La identificación y ordenamiento taxonómico de la entomofauna acuática, en órdenes y familias, se realizó de acuerdo a trabajos taxonómicos especializados como los de: Domínguez y Fernández (2009), Fernández y Domínguez (2001) y Merrit *et al.* (2008). La identificación del género de Ephemeroptera se hizo de acuerdo a Domínguez *et al.* (2006). La identificación de géneros y especies de Odonata, de acuerdo a Heckman (2006 y 2008). La identificación de géneros y especies de Hemiptera, de acuerdo a Heckman (2011) y Mazzucconi *et al.* (2009). La identificación de géneros de Díptera, de acuerdo a Borkent and Spinelli (2007) y Epler (2001). Y la identificación de géneros y especies Coleoptera, de acuerdo a Domínguez y Fernández (2009) y Perkins (1980).

En los análisis estadísticos se empleó el sistema de Unidades Taxonómicas Operacionales (UTO's) que considera a cada organismo identificado, un taxón distinto.

5.9. Análisis de datos

5.9.1. Composición de la entomofauna acuática

Se identificó cada organismo hasta el nivel taxonómico más fino posible, presentando un inventario faunístico con citas de géneros y especies (en la mayoría de órdenes) y familias (del orden Diptera). Además se hizo un inventario por cada época de estudio para analizar la variación temporal de la entomofauna acuática.

5.9.2. Riqueza Específica (S) por estaciones de muestreo

La riqueza específica, se determinó mediante el conteo total de las especies identificadas (Moreno 2001). Para realizar este análisis se utilizó el software Primer 6. Version 6.1.6.

5.9.3. Abundancia y Densidad de individuos por estaciones de muestreo

La abundancia de la entomofauna acuática, se determinó mediante el conteo del número de individuos por cada taxón identificado (Moreno 2001). La densidad de individuos, se determinó dividiendo la abundancia entre el área muestral de cada estación. Para realizar estos análisis se utilizó el software Primer 6. Version 6.1.6.

Tanto en la riqueza específica como en la abundancia, se consideró las tres réplicas tomadas en cada estación de muestreo y se aplicaron pruebas estadísticas no paramétricas para describir el comportamiento de los datos (Wantzen y Rueda 2009). Se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis, para “K” muestras independientes, para determinar si existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las estaciones de muestreo (diferencia espacial). Y se aplicó la prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney, para “2” muestras independientes, para determinar si existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las dos épocas de estudio (diferencia temporal). Adicionalmente, el análisis de “barras de error” permitió describir la variación de la riqueza específica y la abundancia, tanto por estaciones de muestreo como por épocas de estudio. Para realizar estos análisis se utilizó el software estadístico SPSS 18 (PASW Statistics).

5.9.4. Estructura Comunitaria

En esta sección, se analizó la estructura de la comunidad de insectos acuáticos a través del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y el índice de equidad de Pielou (J'), considerando las 3 réplicas tomadas en cada estación de muestreo. Luego se aplicaron pruebas estadísticas no paramétricas para describir el comportamiento de los datos, como lo sugieren Wantzen y Rueda (2009). Se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis, para “K” muestras independientes, para determinar si existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las estaciones de muestreo (diferencia espacial). Y se aplicó la prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney, para “2” muestras independientes, para determinar si existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las dos épocas de estudio (diferencia temporal). Adicionalmente, el análisis de “barras de error” permitió describir la variación del índice de diversidad de Shannon-Wiener y el índice de equidad de Pielou, tanto por estaciones de muestreo como por épocas de estudio. Para realizar estos análisis se utilizó el software estadístico SPSS 18 (PASW Statistics).

5.9.4.1. Índice de Diversidad de Shannon- Wiener (H')

El índice de diversidad de Shannon- Wiener expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Moreno 2001). Se determinó según la siguiente fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i) (\log_2 p_i)$$

Donde: H' : Índice de diversidad de Shannon-Wiener

S: Número de especies.

p_i : Abundancia proporcional de la especie “i” (n_i/N)

Para realizar este análisis se utilizó el software estadístico Primer 6. Version 6.1.6.

5.9.4.2. Índice de Equidad de Pielou (J')

El índice de equidad de Pielou mide la proporción de la diversidad observada en relación a la máxima diversidad esperada. Su valor está comprendido entre 0 y 1.0 (Moreno 2001). Se determinó según la siguiente fórmula:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\text{máx}}}$$

Donde: J': Índice de equidad de Pielou

H': Diversidad de Shannon- Wiener observada

H'_{máx}: Máxima diversidad de Shannon- Wiener esperada

Para realizar este análisis se utilizó el software estadístico Primer 6. Version 6.1.6.

5.9.5. Análisis multivariado

En esta sección, se determinó si existen diferencias significativas ($p < 0.05$) de la comunidad de insectos acuáticos entre las estaciones de muestreo (diferencia espacial) y entre las dos épocas de estudio (diferencia temporal). Para ello se realizó el Análisis de Similitud (ANOSIM) creando una matriz de similitud a partir del Índice de Bray-Curtis como medida de similitud (Brower and Zar 1984). Para analizar gráficamente los patrones de distribución espacial y temporal de las estaciones de muestreo en base a la estructura de la comunidad de insectos acuáticos se aplicó el método no Paramétrico de Escalamiento Multidimensional (nMDS) (Correa *et al.* 2010). Estos análisis fueron complementados con el Análisis de Similitud Porcentual (SIMPER), el cual permitió identificar los taxa que más influyen en los patrones comunitarios (Correa *et al.* 2010). Para realizar estos análisis se utilizó el software estadístico Primer 6. Version 6.1.6.

5.9.6. Métricas de Bioindicación

Para caracterizar la calidad ambiental de las estaciones de muestreo se desarrollaron siete métricas de bioindicación utilizando la comunidad de insectos acuáticos, el objetivo fue determinar la(s) métrica(s) que mejor se adapte(n) a las condiciones de los humedales de Villa durante las dos épocas de estudio. Estos índices se agruparon en dos tipos: unimétricos y multimétricos.

5.9.6.1. Índices Unimétricos

Son aquellos índices que utilizan una sola métrica para determinar la calidad ambiental. A su vez se pueden dividir en dos tipos: métricas simples e índices bióticos.

5.9.6.1.1. Métricas simples

5.9.6.1.1.1. Diversidad de Shannon-Wiener (H')

El índice de diversidad de Shannon- Wiener permite enfocarse en los cambios de los patrones de riqueza y abundancia de especies como una manera de evaluar el impacto de los diferentes tipos de perturbaciones ambientales sobre las comunidades biológicas (Segnini 2003).

Tabla 2. Esquema de clasificación de la calidad de las aguas, de acuerdo a los valores del índice de Shannon- Wiener (H') (Segnini 2003).

$H' (\text{Log}_2)$	Calidad del agua
>3	Limpia
1-3	Moderadamente poluida
<1	Fuertemente poluida

5.9.6.1.2. Índices bióticos

5.9.6.1.2.1. Índice de Monitoreo Biológico adaptado para Colombia (por sus siglas en inglés BMWP/Col)

Se analizó el índice BMWP/Col considerando la entomofauna acuática para determinar la calidad del agua en las estaciones de muestreo. Este índice combina el número total de taxa con un valor de tolerancia, el nivel taxonómico mínimo requerido es el de Familia y el valor final se obtiene por la sumatoria de los valores de tolerancia de cada una de las familias (Roldán 2003).

Tabla 3. Puntaje de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el Índice BMWP/Col (Roldán 2003).

<i>Familias</i>	<i>Puntajes</i>
Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blephariceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gomphidae, Hydridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae	10
Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Xiphocentronidae	9
Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelpusidae, Saldidae, Simuliidae, Veliidae	8
Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossosomatidae, Hyalellidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptohyphidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae, Psychodidae, Scirtidae	7
Aeshnidae, Ancylidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae	6
Belostomatidae, Gelastocoridae, Hydropsychidae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae	5
Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolichopodidae, Sphaeriidae, Lymnaeidae, Hydraenidae, Hydrometridae, Noteridae	4
Ceratopogonidae, Glossiphoniidae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae	3
Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae	2
Tubificidae	1

Tabla 4. Clases de calidad del agua, valores del BMWP/Col, significado y colores para representaciones cartográficas (Roldán 2003).

<i>Clase</i>	<i>Calidad</i>	<i>BMWP/Col</i>	<i>Significado</i>	<i>Color</i>
I	Buena	150 101-120	Aguas muy limpias, no contaminadas o poco alteradas	Azul
II	Aceptable	61-100	Aguas ligeramente contaminadas	Verde
III	Dudosa	36-60	Aguas moderadamente contaminadas	Amarillo
IV	Crítica	16-35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	Muy crítica	< 15	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

5.9.6.1.2.2. Puntaje Promedio por Taxon (por sus siglas en inglés ASPT)

Se analizó el índice ASPT considerando la entomofauna acuática para determinar la calidad del agua en las estaciones de muestreo. Este índice representa la tolerancia promedio de los taxa dentro de la comunidad, el nivel taxonómico mínimo requerido es el de Familia y el valor final se obtiene por la división del valor de BMWP/Col y el número total de familias (Galbrand *et al.* 2007).

Tabla 5. Valores de ASPT y escala de calidad del agua (Galbrand *et al.* 2007).

ASPT	CALIDAD DEL AGUA
>6	Excelente
5.5-6.0	Muy buena
5.0-5.5	Buena
4.5-5.0	Moderada
4.0-4.5	Moderadamente pobre
<4.0	Pobre

5.9.6.1.2.3. Puntaje de Contaminación en los Humedales del Cisne usando Macroinvertebrados Acuáticos (por sus siglas en inglés SWAMPS)

Este índice fue desarrollado para los humedales de la llanura costera del Cisne en Australia por Davis *et al.* (1999). Los valores numéricos asignados a las familias de macroinvertebrados acuáticos reflejan su grado de sensibilidad al enriquecimiento por nutrientes. El índice SWAMPS se obtiene al dividir la sumatoria de los valores de tolerancia de cada familia entre el número de familias registrado.

Tabla 6. Valor del grado de sensibilidad para los taxa de invertebrados registrados en los humedales de la llanura costera del Cisne, Australia (Davis *et al.* 1999).

TAXA	GRADO	TAXA	GRADO	TAXA	GRADO
MOLLUSCA		ARACHNIDA		Coleoptera	
Bivalva		Limnocharidae	7	Haliplidae	7
Sphaeriidae	6	Limnesiidae	7	Dytiscidae	5
Gastropoda		Unionicolidae	6	Hydrophilidae	6
Physidae	5	Eylaidae	6	Chrysomelidae	7
Planorbidae	7	Pionidae	4	Helodidae	7
Ancylidae	7	Hydrachnidae	3	Ptilodactylidae	6
Lymnaeidae	6	Arrenuridae	6	Noteridae	4
Pomatiopsidae	6	Oxidae	7	Diptera	
Hydrobiidae	8	Oribatidae	7	Chironominae	5
Succineidae	6	Hydrodromidae	7	Tanypodinae	7
		Halicaridae	7	Orthocladinae	5
CRUSTACEA		Pezidae	8	Ceratopogonidae	7
Cladocera		Hydracarina	5	Stratiomyidae	5
Daphniidae	1			Tabanidae	6
Sididae	6	NEMATODA	5	Culicidae	7
Chydoridae	4			Ephydriidae	6
Macrothricidae	8	INSECTA		Thaumauleidae	7
Moinidae	5	Ephemeroptera		Tipulidae	4
Bosminidae	7	Caenidae	7	Simuliidae	7
Ostracoda		Baetidae	7	Lepidoptera	
Cypridae	3	Odonata		Pyrilidae	7
Cypridopsidae	1	Coenagrionidae	5	Trichoptera	
Limnocytheridae	7	Magapodagrionidae	4	Ecnomidae	6
Candonidae	7	Lestidae	6	Leptoceridae	5
Conchostraca	7	Aeshnidae	7	Hydroptilidae	7
Copepoda		Corduliidae	7		
Cyclopidae	3	Libellulidae	8	CNIDARIA	
Harpactacoida	6	Zygoptera juveniles	7	Hydrozoa	7
Centropagidae	10	Anisoptera juveniles	7		
Amphipoda		Hemiptera		PLATYHELMITHES	
Ceinaidae	5	Notonectidae	5	Turbellaria	7
Perthidae	8	Corixidae	1		
Isopoda		Pleidae	7	ANNELIDA	
Amphisopidae	4	Veliidae	6	Oligochaeta	6
Decapoda		Mesoveliidae	6	Hirudinea	
Palaemonidae	8			Glossiphoniidae	4

Tabla 7. Categoría de calidad del agua asociada al valor del SWAMPS para humedales de la llanura costera del Cisne, Australia (Davis *et al.* 1999).

SWAMPS	Categoría de calidad del agua
>6.0	Buena calidad
5.0-6.0	Dudosa calidad, leve enriquecimiento de nutrientes o polución
4.0-5.0	Moderado enriquecimiento de nutrientes o polución
<4.0	Severo enriquecimiento de nutrientes o polución

5.9.6.2. Índices Multimétricos

Son aquellos índices que combinan el valor independiente de diversas métricas en una puntuación final para determinar la calidad ambiental de un ecosistema.

5.9.6.2.1. Índices Biológicos de Integridad

5.9.6.2.1.1. Índice de Integridad Biótica para Lagos Interdunarios (IIBLI)

Peralta (2007) diseñó un índice de integridad biótica que permitiera conocer el grado de perturbación de los lagos interdunarios en la zona costera central rural del estado de Veracruz. Definió la estructura y composición de la comunidad de insectos acuáticos en los lagos y los utilizó en el diseño del índice de integridad biótica.

Tabla 8. Valores del Índice de Integridad Biótica para Lagos Interdunarios (IIBLI) y condiciones que presentan los lagos interdunarios, México (Peralta 2007).

Valores del IIBLI	Condición
41-50	Muy buena
31-40	Buena
21-30	Regular
10-20	Mala

Tabla 9. Parámetros y valores utilizados en el Índice de Integridad Biótica para Lagos Interdunarios (IIBLI), México (Peralta 2007).

	Métrica	Descripción	Rango (Intervalo)	Score (Ponderación)
1	NTF	Número total de familias	>30	1
			20 – 29	3
			<20	5
2	PFC	Proporción de familias de Coleoptera	>10%	1
			5% - 10%	3
			<5%	5
3	ODON	Abundancia de la familia Libellulidae	>50	1
			30 – 49	3
			<30	5
4	CULI	Abundancia de la familia Culicidae	>50	1
			10 – 50	3
			<10	5
5	CHIRO	Abundancia de la familia Chironomidae	>100	1
			50 – 100	3
			<50	5
6	AESS	Abundancia de las familias Ephydriidae, Syrphidae y Stratiomyidae	>20	1
			10 – 20	3
			<10	5
7	AS	Abundancia de la familia Scirtidae	>30	1
			15 – 30	3
			<15	5
8	NFE	Proporción de las familias de Ephemeroptera (Caenidae/Baetidae)	0	1
			0.1 – 1.0	3
			>1.1	5
9	FCD	Número de familias de Coleoptera y Diptera	>15	1
			12 – 15	3
			<12	5
10	DHL	Proporción de las familias Dytiscidae, Hydrophilidae y Libellulidae	>20%	1
			12% - 19%	3
			<12%	5

5.9.6.2.1.2. Índice Biológico de Integridad en Humedales con Invertebrados (IBI)

Este índice biológico de integridad fue desarrollado por Gernes y Helgen (2002) para los humedales de Minnesota, U.S.A., posteriormente las escalas propuestas fueron

ajustadas y corregidas por la agencia de protección ambiental de los Estados Unidos (USEPA), dichos valores se resumen en las Tablas 13 y 14.

Tabla 10. Métrica biológica y puntaje para el Índice Biológico de Integridad en Humedales (IBI) (USEPA 2002).

Métrica	Descripción	Rango	Score
Métricas de Riqueza			
Taxa totales	Número total de taxa de macroinvertebrados	28 – 46	5
		20 – 27	3
		12 – 19	1
Chironomidae	Número de géneros de Chironomidae	13 - >20	5
		6 – 12	3
		<6	1
ETSD	Número de géneros de Ephemeroptera, Trichoptera, Sphaeriidae y Odonata	4 - +	5
		2 – 3	3
		<2	1
Taxa sanguijuelas	Número de géneros de Hirudinea registrados	4 – 5	5
		2 – 3	3
		0 – 1	1
Odonata	Número de géneros de Odonata (Anisoptera y Zigoptera)	4 – 6	5
		3	3
		0 – 2	1
Caracoles	Número de taxa de caracoles	5 – 7	5
		3 – 4	3
		0 – 2	1
Métricas de Tolerancia/Intolerancia			
Taxa intolerantes	Número de taxa intolerantes (sensibles)	4 - +	5
		2 – 3	3
		0 – 1	1
Métricas de Proporción			
Corixidae	Porcentaje de Corixidae entre Hemiptera y Coleoptera	<30%	5
		30% - 70%	3
		>70%	1
Erpobdella	Porcentaje de Erpobdella en la abundancia total	0 – 11%	5
		>11% - 22%	3
		>22%	1
3 dominantes	Porcentaje de los 3 taxa dominantes en la abundancia total	34% - 55%	5
		>55% - 80%	3
		>80%	1

Tabla 11. Puntaje total del IBI y clases de integridad para los humedales en una región de referencia (USEPA 2002).

IBI (Puntaje total)	Clase
50 – 60	Excelente
40 – 49	Bueno
30 – 39	Regular
20 – 29	Pobre
10 – 19	Muy pobre

5.9.6.2.1.3. Índice para Humedales de Wisconsin usando Macroinvertebrados (por sus siglas en inglés WWMI)

Este índice se desarrollo para medir la integridad biológica de los humedales en Wisconsin, realizando monitoreos biológicos rápidos de macroinvertebrados acuáticos, en donde el nivel taxonómico es el mínimo requerido (Familia) (USEPA 2004).

Tabla 12. Puntaje para las métricas de macroinvertebrados incluidas en el Indice para Humedales de Wisconsin (WWMI) (USEPA 2004)

Taxa	Atributo	Respuesta	Puntaje			
			0	1	3	5
Moluscos	Abundancia	Decrece	0	1 – 9	10 – 99	>99
Pleidae	Abundancia	Decrece	0	1 – 3	4 – 11	>11
Corixidae	Abundancia	Incrementa	>11	5 – 11	1 – 4	0
Trichoptera	Abundancia	Decrece	0	1 – 2	3 – 7	>7
Stratiomyidae	Abundancia	Decrece	0	1 - 2	3 – 9	>9
No insectos	Riqueza	Decrece	0	1 – 2	3 – 4	>4
Insectos	Riqueza	Decrece	<3	3 – 7	8 – 11	>11
Macroinvertebrados	Margalef	Decrece	<1	1 – 2	2 – 3	>3

Tabla 13. Puntaje total del WWMI y clases de integridad en humedales (USEPA 2004)

WWMI	Clase
0 – 11	Muy pobre
12 – 16	Pobre
17 – 22	Regular
23 – 27	Bueno
28 – 30	Muy bueno
>30	Excelente

6. RESULTADOS

6.1. Caracterización ambiental

Durante el estudio se registraron datos físicos de las estaciones de muestreo, para poder describir y valorizarlas de acuerdo a las condiciones ambientales que presentaron. En la segunda época de estudio (agosto) se observaron cambios notables en la profundidad del punto de muestreo de cada estación de muestreo, debido principalmente al aumento del nivel de agua en el humedal. Además, en esta época se observó aumento de la transparencia en comparación con la primera época. Los datos se resumen en las **Tablas 14 y 15**.

Tabla 14. Parámetros físicos por lagunas y estaciones de muestreo en los Humedales de Villa (Lima, Perú). Época de menor nivel del agua (febrero 2010).

M.O.: materia orgánica

LAGUNA	ESTACIÓN	PARÁMETROS FÍSICOS		
		Profundidad del punto de muestreo (cm)	Transparencia (cm)	Tipo de sustrato
Principal	E-1	54.60	21.30	Arena- M.O.
	E-2	66.00	17.00	Arena- M.O.
	E-3	89.00	26.70	Arena- M.O.
	E-4	89.00	31.00	Arena- M.O.
	E-5	118.20	26.50	Arena- M.O.
Las Delicias	E-6	30.10	17.00	Arena- M.O.
	E-7	40.50	29.00	Arena- M.O.
	E-8	75.00	23.50	Arena- M.O.
Sur	E-9	53.30	37.50	Arena- M.O.
	E-10	10.00	3.70	Arena- M.O.
Marvilla	E-11	30.50	29.00	Arena- M.O.
	E-12	34.50	26.80	Arena- M.O.

Tabla 15. Parámetros físicos por lagunas y estaciones de muestreo en los Humedales de Villa (Lima, Perú). Época de mayor nivel del agua (agosto 2010).

M.O.: materia orgánica

LAGUNA	ESTACIÓN	PARÁMETROS FÍSICOS		
		Profundidad del punto de muestreo (cm)	Transparencia (cm)	Tipo de sustrato
Principal	E-1	56.30	40.30	Arena- M.O.
	E-2	99.70	52.50	Arena- M.O.
	E-3	131.80	59.00	Arena- M.O.
	E-4	143.50	75.90	Arena- M.O.
	E-5	113.00	60.00	Arena- M.O.
Las Delicias	E-6	76.20	53.00	Arena- M.O.
	E-7	60.90	30.00	Arena- M.O.
	E-8	79.00	25.00	Arena- M.O.
Sur	E-9	44.30	44.30	Arena- M.O.
	E-10	12.30	12.30	Arena- M.O.
Marvilla	E-11	53.00	53.00	Arena- M.O.
	E-12	60.00	45.50	Arena- M.O.

Además de los datos físicos, se realizó la valoración ambiental de cada estación de muestreo para tipificar sus condiciones con respecto al impacto antrópico. Para ello se utilizó la Matriz de Evaluación de Humedales, propuesto por Moss (2006) para humedales en Costa Rica (**Anexo 1**).

Los valores obtenidos fueron similares para ambas épocas de estudio (**Tabla 16**). La laguna Principal tuvo el puntaje más alto en ambas épocas, considerándose ambientalmente buena, dentro de ella, las estaciones E-3 y E-5 presentaron los puntajes más altos y mejores condiciones durante el estudio, considerándose muy buenas ambientalmente. En contraste la laguna Las Delicias presentó el puntaje más bajo, considerándose ambientalmente regular, aquí la estación E-6 registró el valor más bajo durante el estudio, considerándose ambientalmente pobre. Finalmente, las lagunas Sur y Marvilla, fueron consideradas ambientalmente regulares.

Tabla 16. Valoración ambiental (Moss 2006) de las estaciones de muestreo y las lagunas en los Humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.

LAGUNA	ESTACIÓN	VALORACIÓN AMBIENTAL (Moss 2006)							
		FEBRERO				AGOSTO			
		Puntaje	Valor	Puntaje	Valor	Puntaje	Valor	Puntaje	Valor
Principal	E1	260	Regular	666	Bueno	265	Regular	665	Bueno
	E2	657	Bueno			647	Bueno		
	E3	877	Muy bueno			877	Muy bueno		
	E4	657	Bueno			657	Bueno		
	E5	877	Muy bueno			877	Muy bueno		
Las Delicias	E6	218	Pobre	381	Regular	223	Pobre	383	Regular
	E7	415	Regular			415	Regular		
	E8	510	Bueno			510	Bueno		
Sur	E9	298	Regular	400	Regular	288	Regular	395	Regular
	E10	501	Bueno			501	Bueno		
Marvilla	E11	284	Regular	398	Regular	284	Regular	398	Regular
	E12	512	Bueno			512	Bueno		

6.2. Caracterización físico-química del agua

En la primera época (febrero), la fluctuación de la temperatura del agua estuvo entre 25.70 °C (E-6) y 32.40 °C (E-5). La concentración de oxígeno disuelto, varió notablemente entre las estaciones de muestreo, registrando los valores más altos en la laguna Principal: 11.58 mg/L (E-3) y 10.87 mg/L (E-5), en contraste se registraron los valores más bajos en la laguna Las Delicias: 1.82 mg/L (E-7) y 2.44 mg/L (E-6). El pH varió desde valores neutros en la laguna Las Delicias: 7.05 (E-7) hasta alcalinos en la laguna Sur: 9.56 (E-10). La conductividad eléctrica tuvo los valores más bajos en la laguna Marvilla: 5330 μ S/cm (E-11) y 5350 μ S/cm (E-12) y los más altos en la laguna Las Delicias: 16360 μ S/cm (E-8) y 13300 μ S/cm (E-7). Finalmente, la concentración de amonio varió desde 0.00 en la laguna Principal hasta 0.50 en las demás lagunas (Tabla 17).

Tabla 17. Parámetros físico-químicos del agua por lagunas y estaciones de muestreo en los Humedales de Villa (Lima, Perú). Época de menor nivel del agua (febrero 2010).

LAGUNA	ESTACION	PARÀMETROS FISICOQUÌMICOS					
		Temperatura ambiental (°C)	Temperatura del agua (°C)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	pH	Conductividad Eléctrica (µS/cm)	Concentración de Amonio (mg/L)
Principal	E-1	25.30	28.70	6.86	9.45	10340	0.00
	E-2	27.60	27.70	7.39	8.70	10050	0.00
	E-3	31.30	28.30	11.58	8.34	9040	0.00
	E-4	28.50	31.30	10.40	8.95	9160	0.00
	E-5	25.60	32.40	10.87	9.42	9350	0.00
Las Delicias	E-6	30.40	25.70	2.44	7.08	7500	0.50
	E-7	31.10	27.40	1.82	7.05	13300	0.00
	E-8	31.70	30.90	4.54	7.24	16360	0.50
Sur	E-9	24.70	28.20	3.63	8.34	9610	0.00
	E-10	27.70	32.30	9.18	9.56	11640	0.50
Marvilla	E-11	28.10	29.00	9.16	9.33	5330	0.00
	E-12	27.00	28.20	4.71	7.94	5350	0.50

En la segunda época (agosto), la fluctuación de la temperatura del agua en las estaciones de muestreo fue menor con respecto a la primera época, registrándose el menor valor en E-7 (16.10 °C) y el mayor en E-6 (20.50 °C). La concentración de oxígeno disuelto, varió notablemente entre las estaciones de muestreo, registrando el valor más alto en la laguna Sur: 12.79 mg/L (E-10), en contraste se registró el valor más bajo en la laguna Las Delicias: 3.25 mg/L (E-6). El pH varió desde valores neutros en la laguna Las Delicias: 7.10 (E-7) hasta alcalinos en la laguna Marvilla: 8.23 (E-11). La conductividad eléctrica tuvo los valores más bajos en la laguna Marvilla: 4960 µS/cm (E-11) y 5240 µS/cm (E-12) y los más altos en la laguna Las Delicias: 14040 µS/cm (E-8) y 10050 µS/cm (E-7). Finalmente, la concentración de amonio varió desde 0.00-0.50 en la laguna Principal hasta 0.50 en la laguna Marvilla (**Tabla 18**).

Tabla 18. Parámetros físico-químicos del agua por lagunas y estaciones de muestreo en los Humedales de Villa (Lima, Perú). Época de mayor nivel del agua (agosto 2010).

LAGUNA	ESTACION	PARÀMETROS FISICOQUÌMICOS					
		Temperatura ambiental (°C)	Temperatura del agua (°C)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	pH	Conductividad Eléctrica (µS/cm)	Concentración de Amonio (mg/L)
Principal	E-1	16.80	17.90	6.71	8.02	9100	0.50
	E-2	18.20	18.20	5.21	7.75	8900	0.50
	E-3	18.90	18.80	7.04	7.86	8260	0.00
	E-4	20.10	20.40	6.07	7.74	7520	0.00
	E-5	15.90	18.00	6.03	7.98	8260	0.00
Las Delicias	E-6	16.30	20.50	3.25	7.23	7600	0.00
	E-7	16.70	16.10	7.66	7.10	10050	0.00
	E-8	17.90	17.40	10.79	7.60	14040	0.00
Sur	E-9	15.70	17.60	5.98	7.70	6050	0.00
	E-10	17.40	16.70	12.79	7.78	9020	0.00
Marvilla	E-11	17.60	17.30	9.25	8.23	4960	0.50
	E-12	19.40	18.20	5.09	7.64	5240	0.50

6.3. Composición de la entomofauna acuática en los humedales de Villa

Se identificaron 53 especies de insectos acuáticos en las dos épocas de estudio, agrupadas en 5 órdenes y 27 familias. El orden Diptera presentó la mayor riqueza con 22 especies, agrupadas en 11 familias, de las cuales Chironomidae presentó la mayor riqueza con 5 especies. En segundo lugar, el orden Coleoptera con 14 especies en 4 familias, siendo Dytiscidae e Hydrophilidae las de mayor riqueza con 5 especies cada una. El orden Hemiptera presentó 9 especies en 8 familias, siendo Veliidae la de mayor riqueza con 2 especies. El orden Odonata presentó 7 especies en 3 familias, siendo Libellulidae la de mayor riqueza con 3 especies. Finalmente el orden Ephemeroptera presentó la menor riqueza con solo una especie, de la familia Baetidae (**Tabla 19**).

La abundancia total de insectos acuáticos fue de 34503 individuos sumando las dos épocas de estudio. El orden Diptera presentó la mayor abundancia con 28705 individuos, en 11 familias, de las cuales Chironomidae presentó la mayor abundancia con 27243 individuos. En segundo lugar, el orden Odonata con 3187 individuos en 3 familias, siendo Coenagrionidae la de mayor abundancia con 2879 individuos. El orden Hemiptera presentó 1662 individuos en 8 familias, siendo Pleidae la de mayor abundancia con 896 individuos. El orden Ephemeroptera presentó 487 individuos de la familia Baetidae. Finalmente el orden Coleoptera presentó la menor abundancia con 462 individuos en 4 familias, siendo Hydrophilidae la que presentó mayor abundancia con 268 individuos (**Tabla 19**).

Se registran por primera vez para los humedales de Villa 22 especies de insectos acuáticos: una especie del orden Odonata (*Brachymesia* sp. 1), dos del orden Hemiptera (*Platyvelia* sp. 1 y *Paraplea puella*), once del orden Diptera (Tanypodinae no determinado, *Forcipomyia* sp. 1, *Atrichopogon* sp. 1, *Bezzia* sp. 1, *Anopheles* sp. 1,

Psychoda sp. 1, Rhagionidae no determinado, Tabanidae no determinado, Dolichopodidae no determinado, *Eristalis* sp. 1 y Syrphidae no determinado) y ocho del orden Coleoptera (*Celina* sp.1, *Desmopachria* sp. 1, *Liodesus* sp. 1, *Paracymus* sp. 1, *Oocylus* sp. 1, *Enochrus* sp. 2, *Hydraena* sp. 1 y *Scirtes* sp. 1) (**Tabla 19**).

Tabla 19. Composición y abundancia de la entomofauna acuática en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.

ORDEN Familia	ESPECIE	ABUNDANCIA		
		FEBRERO	AGOSTO	TOTAL
EPHEMEROPTERA				
Baetidae	<i>Callibaetis</i> sp. 1 Eaton, 1881	61	426	487
ODONATA				
Coenagrionidae	<i>Ischnura capreola</i> Hagen, 1861	911	617	1528
	<i>Ischnura ramburii</i> Selys, 1850	759	592	1351
Libellulidae	<i>Brachymesia</i> sp. 1 Kirby, 1889 *	49	78	127
	<i>Dythemis</i> sp. 1 Hagen, 1861	-	4	4
	<i>Erythrodiplax</i> sp.1 Brauer, 1868	75	18	93
Aeshnidae	<i>Rhionaeschna</i> sp. 1 Förster, 1909	25	8	33
	<i>Rhionaeschna</i> sp. 2 Förster, 1909	13	38	51
HEMIPTERA				
Mesoveliidae	<i>Mesovelia mulsanti</i> White, 1879	282	100	382
Hydrometridae	<i>Hydrometra argentina</i> Berg, 1879	4	42	46
Veliidae	<i>Microvelia</i> sp. 1 Westwood, 1834	28	34	62
	<i>Platyvelia</i> sp. 1 Polhemus and Polhemus, 1993 *	40	3	43
Gerridae	<i>Limnogonus profugus</i> Drake and Harris, 1930	23	15	38
Belostomatidae	<i>Belostoma asiaticum</i> Mayr, 1863	91	12	103
Corixidae	<i>Trichocorixa reticulata</i> Guérin-Ménéville, 1857	34	52	86
Notonectidae	<i>Buenoa absidata</i> Truxal, 1953	3	3	6
Pleidae	<i>Paraplea puella</i> Barber, 1923 *	786	110	896
DIPTERA				
Chironomidae	<i>Larsia</i> sp. 1 Wiedemann, 1824	3710	4615	8325
	Tanypodinae no determinado *	167	3	170
	<i>Goeldichironomus holoprasinus</i> Goeldi, 1905	1143	7954	9097
	<i>Goeldichironomus</i> sp. 1 Fittkau	1217	6157	7374
	<i>Parachironomus</i> sp. 1 Lenz	436	1841	2277
Ceratopogonidae	<i>Forcipomyia</i> sp. 1 Meigen, 1818 *	-	13	13
	<i>Atrichopogon</i> sp. 1 Kieffer, 1906 *	6	32	38
	<i>Culicoides</i> sp. 1 Latreille, 1809	549	17	566
	<i>Bezzia</i> sp. 1 Kieffer, 1899 *	26	38	64
Culicidae	<i>Anopheles</i> sp. 1 Meigen, 1818 *	42	-	42
	<i>Culex</i> sp. 1	13	3	16

	<i>Aedes</i> sp. 1 Meigen, 1818	3	-	3
Psychodidae	<i>Psychoda</i> sp. 1 Latreille *	129	59	188
Tipulidae	No determinado	2	-	2
Rhagionidae	No determinado *	8	1	9
Stratiomyidae	<i>Odontomyia</i> sp. 1 Meigen, 1803	367	64	431
	<i>Odontomyia</i> sp. 2 Meigen, 1803	7	1	8
Tabanidae	No determinado *	5	-	5
Dolichopodidae	No determinado *	5	1	6
Syrphidae	<i>Eristalis</i> sp. 1 Latreille *	4	-	4
	No determinado *	9	-	9
Ephydriidae	<i>Dimecoenia</i> sp. 1	55	3	58
COLEOPTERA				
Dytiscidae	<i>Celina</i> sp.1 Aubé, 1837 *	21	9	30
	<i>Desmopachria</i> sp. 1 Babington, 1841 *	28	32	60
	<i>Liodessus</i> sp. 1 Guignot, 1939 *	21	10	31
	<i>Megadytes marginithorax</i> Perty	15	6	21
	<i>Rhantus</i> sp. 1 Dejean	1	1	2
Hydrophilidae	<i>Paracymus</i> sp. 1 Thomson, 1867 *	7	1	8
	<i>Oocyclus</i> sp.1 Sharp, 1882 *	-	1	1
	<i>Tropisternus laterales</i> Brullé, 1837	33	10	43
	<i>Enochrus</i> sp. 1 Thomson, 1859	62	47	109
	<i>Enochrus</i> sp. 2 Thomson, 1859 *	56	51	107
Hydraenidae	<i>Gymnochthebius peruvianus</i> J. Balfour-Browne, 1971	21	4	25
	<i>Ochthebius batesoni</i> Blair. 1933	9	-	9
	<i>Hydraena</i> sp. 1 Kugelman, 1794 *	3	-	3
Scirtidae	<i>Scirtes</i> sp. 1 Illiger, 1807 *	13	-	13
ESPECIES	TOTAL	50	44	53
ABUNDANCIA	TOTAL	11377	23126	34503

* Nuevo registro para los Humedales de Villa.

6.3.1. Época de menor nivel del agua (febrero)

La abundancia total fue de 11377 individuos y se identificaron 50 especies de insectos acuáticos, agrupadas en 5 órdenes y 27 familias. Solo nueve especies fueron registradas exclusivamente para esta época de estudio, seis del orden Diptera (*Anopheles* sp. 1, *Aedes* sp. 1, Tipulidae no determinado, Tabanidae no determinado, *Eristalis* sp. 1 y Syrphidae no determinado) y tres del orden Coleoptera (*Ochthebius batesoni*, *Hydraena* sp. 1 y *Scirtes* sp. 1) (Tabla 19 y Anexo 3).

El orden Diptera presentó la mayor riqueza con 21 especies agrupadas en 11 familias; de las cuales Chironomidae presentó mayor riqueza con 5 especies. En segundo lugar el orden Coleoptera con 13 especies, en 4 familias; siendo Dytiscidae e Hydrophilidae las familias de mayor riqueza con 5 y 4 especies, respectivamente. El orden Hemiptera presentó 9 especies, en 8 familias; siendo Veliidae la de mayor riqueza con 2 especies. El orden Odonata presentó 6 especies, en 3 familias. Finalmente, el orden Ephemeroptera presentó la menor riqueza con solo una especie, de la familia Baetidae (**Tabla 19 y Anexo 3**).

El orden Diptera presentó la mayor abundancia con 7903 individuos agrupados en 11 familias; de las cuales Chironomidae presentó la mayor abundancia con 6673 individuos. En segundo lugar, el orden Odonata con 1832 individuos, en 3 familias; siendo Coenagrionidae la de mayor abundancia con 1670 individuos. El orden Hemiptera presentó 1291 individuos, en 9 familias; siendo Pleidae la de mayor abundancia con 786 individuos. El orden Coleoptera presentó 290 individuos, en 4 familias; siendo Hydrophilidae la de mayor abundancia con 158 individuos. Finalmente, el orden Ephemeroptera presentó la menor abundancia con 61 individuos, de la familia Baetidae (**Tabla 19 y Anexo 3**).

Las especies dominantes por su presencia en todas las estaciones de muestreo fueron dos especies de Odonata: *Ischnura capreola* e *Ischnura ramburii*, y una especie de Diptera: *Goeldichironomus holoprasinus*. Las especies raras o poco frecuentes (registradas en solo una estación de muestreo) en esta época fueron siete; seis especies de Diptera: Tanypodinae no determinado, *Aedes* sp. 1, Tipulidae no determinado, *Odontomyia* sp. 2, *Eristalis* sp. 1 y *Dimecoenia* sp. 1, y una especie de Coleoptera: *Rhantus* sp. 1 (**Anexo 3**).

Las especies dominantes por la abundancia de individuos (que supera el 10% de la abundancia total para la época) fueron tres especies de Diptera: *Larsia* sp. 1 (32.61%), *Goeldichironomus* sp. 1 (10.70%) y *Goeldichironomus holoprasinus* (10.05%). Las especies raras por la baja abundancia (menos del 0.5% de la abundancia total) fueron una especie de Coleóptera: *Rhantus* sp. 1 (0.009%) y una especie de Díptera: Tipulidae no determinado (0.018%) (**Anexo 3**).

6.3.2. Época de mayor nivel del agua (agosto)

La abundancia total con respecto a la época anterior se incrementó hasta 23126 individuos y se identificaron 44 especies (o taxa) de insectos acuáticos, agrupadas en 5 órdenes y 23 familias. Solo tres especies fueron registradas exclusivamente para esta época de estudio, una del orden Odonata (*Dythemis* sp. 1), una del orden Diptera (*Forcipomyia* sp. 1) y una del orden Coleoptera (*Oocyclus* sp.1) (**Tabla 19 y Anexo 4**).

El orden Diptera presentó la mayor riqueza con 16 especies, agrupadas en 8 familias; siendo Chironomidae y Ceratopogonidae las de mayor riqueza con 5 y 4 especies, respectivamente. En segundo lugar el orden Coleoptera con 11 especies en 3 familias; siendo Dytiscidae e Hydrophilidae las familias de mayor riqueza, ambas con 5 especies. El orden Hemiptera presentó 9 especies, en 8 familias; siendo Veliidae la de mayor riqueza con 2 especies. El orden Odonata presentó 7 especies, en 3 familias; siendo Libellulidae la de mayor riqueza con 3 especies. Finalmente, el orden Ephemeroptera presentó la menor riqueza con solo una especie, de la familia Baetidae (**Tabla 19 y Anexo 4**).

El orden Diptera presentó la mayor abundancia con 20802 individuos (triplicando la abundancia de la época anterior) agrupados en 8 familias; de las cuales Chironomidae presentó la mayor abundancia con 20570 individuos. En segundo lugar, el Orden

Odonata con 1355 individuos, en 3 familias; siendo Coenagrionidae la de mayor abundancia con 1209 individuos. El orden Ephemeroptera presentó 426 individuos, de la familia Baetidae. El orden Hemiptera presentó 371 individuos, en 8 familias; siendo Pleidae la de mayor abundancia con 110 individuos. Finalmente, el orden Coleoptera presentó la menor abundancia con 172 individuos, en 3 familias; siendo Hydrophilidae la de mayor abundancia con 114 individuos (**Tabla 19 y Anexo 4**).

La especie dominante por su presencia en todas las estaciones de muestreo fue una especie de Odonata: *Ischnura ramburii*. Las especies raras o poco frecuentes (registradas en solo una estación de muestreo) durante esta época fueron ocho; una especie de Odonata: *Dythemis* sp. 1; cuatro de Diptera: Rhagionidae no determinado, *Odontomyia* sp. 2, Dolichopodidae no determinado y *Dimecoenia* sp. 1, y tres del orden Coleoptera: *Rhantus* sp. 1, *Paracymus* sp. 1 y *Oocyclus* sp. 1 (**Anexo 4**).

Las especies dominantes por la abundancia de individuos (que supera el 10% de la abundancia total para la época) fueron las mismas 3 especies de Diptera de la época anterior: *Goeldichironomus holoprasinus* (34.39%), *Goeldichironomus* sp. 1 (26.62%) y *Larsia* sp. (19.96%). Las especies raras por la baja abundancia (menos del 0.5% de la abundancia total) fueron 3 especies de Díptera: Rhagionidae no determinado, *Odontomyia* sp. 2 y Dolichopodidae no determinado, y 3 especies de Coleoptera: *Rhantus* sp. 1, *Paracymus* sp. 1 y *Oocyclus* sp. 1, todas registraron el 0.004% de la abundancia total (**Anexo 4**)

6.4. Riqueza Específica por estaciones de muestreo

En la primera época de estudio (febrero) las estaciones de muestreo que presentaron un mayor promedio del número de especies fueron E-9 (laguna Sur) con 23.67 especies y E-2 (laguna Principal) con 22.67 especies. En contraste, las estaciones con

un menor promedio del número de especies fueron E-6 (laguna Las Delicias) con 10.00 especies y E-11 (laguna Marvilla) con 10.33 especies (**Tabla 20**).

En la segunda época de estudio (agosto) las estaciones de muestreo que presentaron un mayor promedio del número de especies fueron E-2 y E-4 (laguna Principal) con 19.67 y 17.33 especies, respectivamente. En contraste, las estaciones con un menor promedio del número de especies fueron E-11 y E-12 (laguna Marvilla) con 2.67 y 4.67 especies, respectivamente (**Tabla 20**).

Tabla 20. Número promedio de especies de la entomofauna acuática, considerando las 3 réplicas, por lagunas y estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.

LAGUNAS	ESTACIONES	ESPECIES ($\bar{X} \pm S$)	
		FEBRERO	AGOSTO
Principal	E-1	13.67 \pm 2.31	12.67 \pm 2.08
	E-2	22.67 \pm 5.13	19.67 \pm 5.77
	E-3	15.00 \pm 2.65	13.67 \pm 0.58
	E-4	15.67 \pm 3.06	17.33 \pm 2.52
	E-5	16.33 \pm 1.53	15.00 \pm 2.65
Las Delicias	E-6	10.00 \pm 3.00	11.67 \pm 1.15
	E-7	12.67 \pm 1.15	10.67 \pm 3.21
	E-8	12.00 \pm 4.58	11.00 \pm 0.00
Sur	E-9	23.67 \pm 3.06	5.33 \pm 4.51
	E-10	16.67 \pm 0.58	8.33 \pm 1.53
Marvilla	E-11	10.33 \pm 2.08	2.67 \pm 1.15
	E-12	10.67 \pm 4.16	4.67 \pm 1.15

Según la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para “K” muestras independientes, sí existieron diferencias significativas de la riqueza de especies entre las estaciones de muestreo de la primera época de estudio ($H > 24.725$ y $p = 0.009$) (**Anexo 5**). El diagrama de barras de error, considerando las 3 réplicas tomadas, describió gráficamente la variación de la riqueza de especies por estaciones de muestreo y por lagunas en esta época, observando diferencias: entre E-2 y E-1; E-3; E-4; E-5 (laguna

Principal), entre E-6 y E-7 (laguna Las Delicias) y entre E-9 y E-10 (laguna Sur) (**Figura 14**).

Según la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para “K” muestras independientes, sí existieron diferencias significativas de la riqueza de especies entre las estaciones de muestreo de la segunda época de estudio ($H > 30.264$ y $p = 0.001$) (**Anexo 5**). El diagrama de barras de error, considerando las 3 réplicas tomadas, describió gráficamente la variación de la riqueza de especies por estaciones de muestreo y por lagunas en esta época, observando diferencias: entre E-1; E3 con E-2; E-4 (laguna Principal) y entre E-11 y E-12 (laguna Marvilla) (**Figura 14**).

Según la prueba no paramétrica de Wilcoxon-Mann-Whitney para “2” muestras independientes, sí existieron diferencias significativas de la riqueza de especies entre las dos épocas de estudio ($Z > 2.75$ y $p = 0.003$) (**Anexo 6**). El diagrama de barras de error, considerando las 3 réplicas tomadas, describió gráficamente la variación de la riqueza de especies por estaciones de muestreo entre las dos épocas, observando diferencias en las estaciones E-9 y E-10 (laguna Sur) y en E-11 y E-12 (laguna Marvilla), en ellas se observó la disminución del número de especies en la segunda época (agosto) (**Figura 14**).

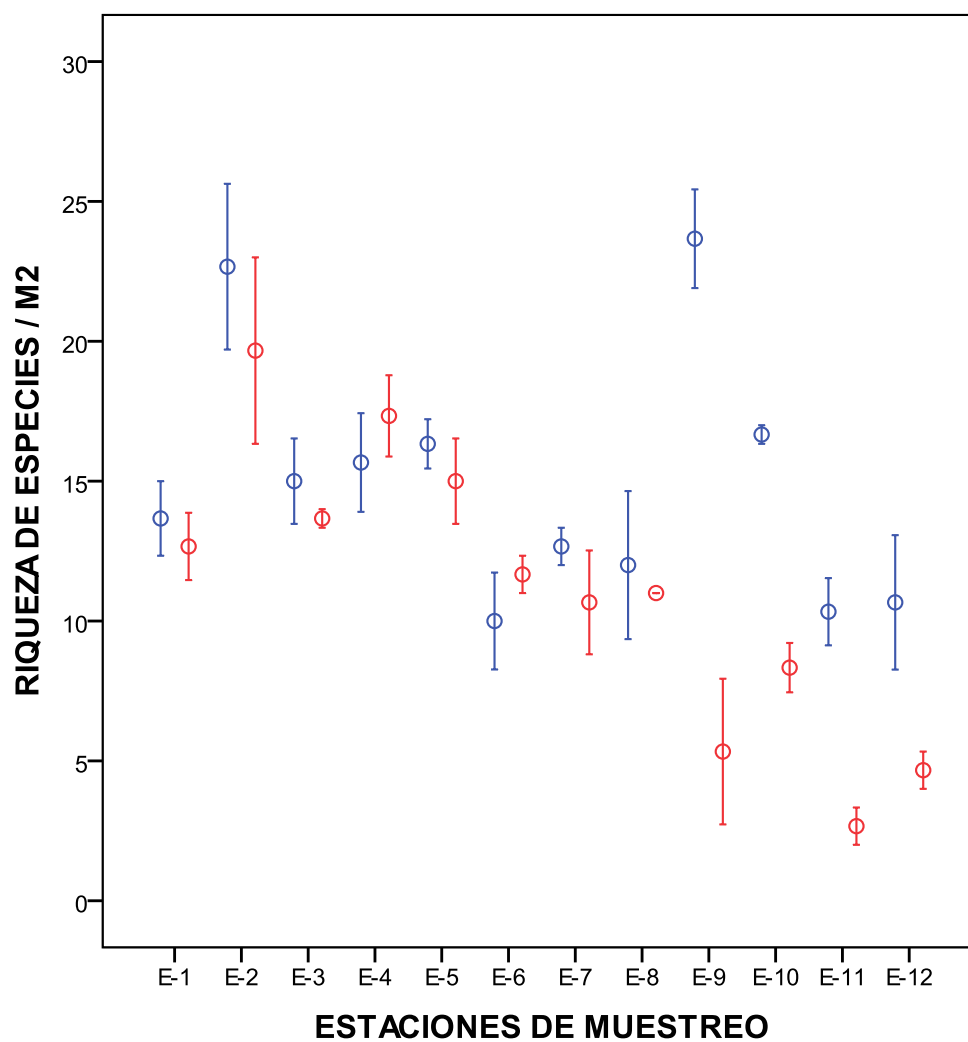


Figura 14. Riqueza de especies de la entomofauna acuática por estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero (líneas en azul) y agosto (líneas en rojo) de 2010. Las barras verticales representan el error de la media.

6.5. Abundancia de individuos por estaciones de muestreo

En la primera época de estudio (febrero) las estaciones de muestreo que presentaron un mayor promedio de la abundancia de individuos fueron E-9 (laguna Sur) con 1426.33 individuos y E-4 (laguna Principal) con 440.47 individuos. En contraste, las estaciones con un menor promedio de la abundancia de individuos fueron E-12 y E-11 (laguna Marvilla) con 30.33 y 42.33 individuos, respectivamente (**Tabla 21**).

En la segunda época de estudio (agosto) las estaciones de muestreo que presentaron un mayor promedio de la abundancia de individuos fueron E-1 y E-5 (laguna Principal) con 2924.00 y 1228.67 individuos, respectivamente. En contraste, las estaciones con un menor promedio de la abundancia de individuos fueron E-12 (laguna Marvilla) con 15.67 y E-9 (laguna Sur) con 19.00 individuos (**Tabla 21**).

Tabla 21. Abundancia promedio de individuos de la entomofauna acuática, considerando las 3 réplicas, por lagunas y estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.

LAGUNAS	ESTACIONES	INDIVIDUOS ($\bar{X} \pm S$)	
		FEBRERO	AGOSTO
Principal	E-1	351.33 \pm 214.21	2924.00 \pm 1397.50
	E-2	361.33 \pm 149.08	825.33 \pm 229.77
	E-3	315.67 \pm 153.24	1114.67 \pm 198.13
	E-4	440.67 \pm 362.82	796.00 \pm 481.78
	E-5	374.33 \pm 336.77	1228.67 \pm 474.57
Las Delicias	E-6	88.33 \pm 17.16	490.33 \pm 198.14
	E-7	79.33 \pm 47.51	48.67 \pm 17.21
	E-8	122.67 \pm 45.54	127.00 \pm 40.73
Sur	E-9	1426.33 \pm 481.50	19.00 \pm 16.70
	E-10	159.67 \pm 105.01	65.67 \pm 26.73
Marvilla	E-11	42.33 \pm 28.18	53.67 \pm 32.65
	E-12	30.33 \pm 6.51	15.67 \pm 7.23

Según la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para “K” muestras independientes, sí existen diferencias significativas de la abundancia de individuos entre las estaciones de muestreo de la primera época de estudio ($H > 24.725$ y $p = 0.009$) (**Anexo 7**). El diagrama de barras de error, considerando las 3 réplicas tomadas, describió gráficamente la variación de la abundancia de individuos por estaciones de muestreo y por lagunas en esta época, observando diferencias: entre E-9 y E-10 (laguna Sur) (**Figura 15**).

Según la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para “K” muestras independientes, sí existen diferencias significativas de la abundancia de individuos entre las estaciones de muestreo de la segunda época de estudio ($H > 31.264$ y $p = 0.001$) (**Anexo 7**). El diagrama de barras de error, considerando las 3 réplicas tomadas, describió gráficamente la variación de la abundancia de individuos por estaciones de muestreo y por lagunas en esta época, observando diferencias: entre E-1 y E-2; E-3; E-4; E-5 (laguna Principal) y entre E-6 y E-7; E-8 (laguna las Delicias) (**Figura 15**).

Según la prueba no paramétrica de Wilcoxon-Mann-Whitney para “2” muestras independientes, sí existen diferencias significativas de la abundancia de individuos entre las dos épocas de estudio ($Z > 0.05$ y $p = 0.478$) (**Anexo 8**). El diagrama de barras de error, considerando las 3 réplicas tomadas, describió gráficamente la variación de la abundancia de individuos por estaciones de muestreo entre las dos épocas de estudio, observando diferencias en las estaciones E-1; E-2; E-3 y E-5 (laguna Principal) y en E-6 (laguna Las Delicias), viéndose un aumento de la abundancia en la segunda época (agosto). En contraste para la misma época, en E-9 (laguna Sur) se vió una disminución de la abundancia (**Figura 15**).

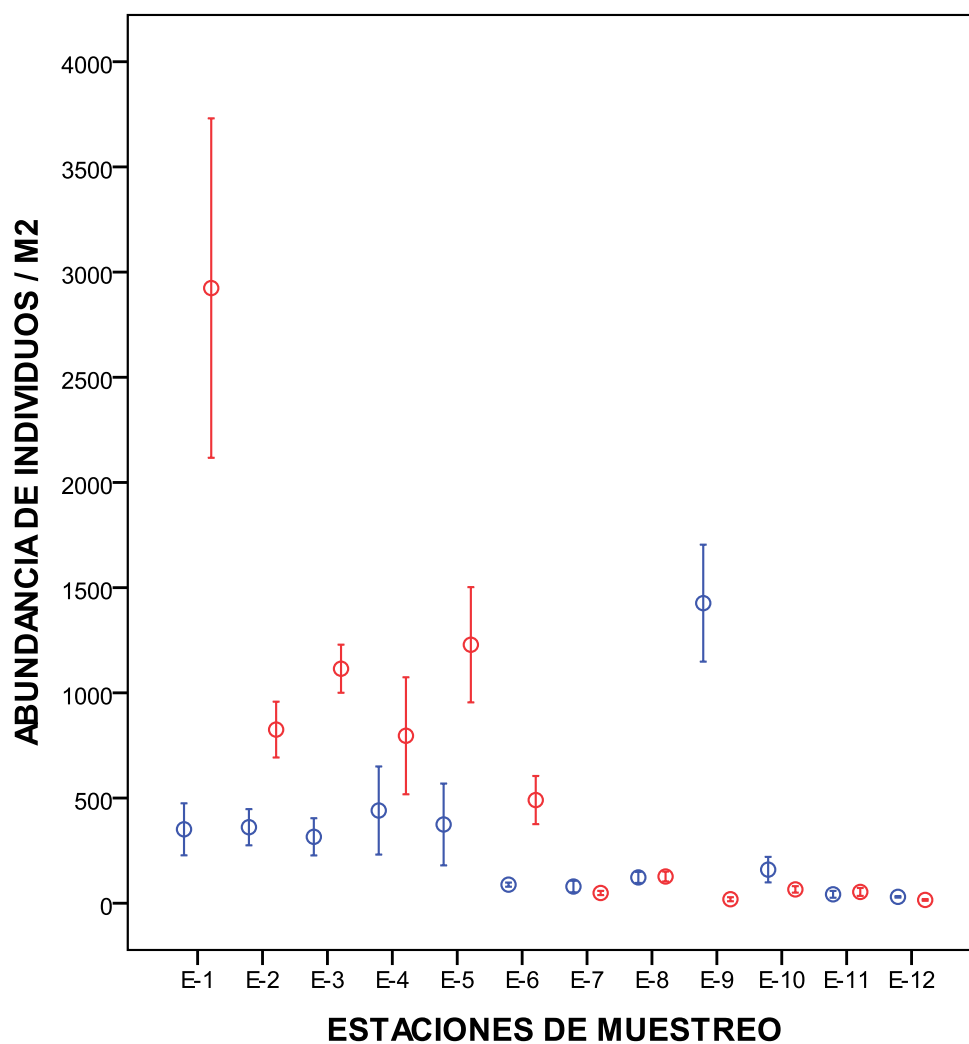


Figura 15. Abundancia de individuos de la entomofauna acuática por estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero (líneas en azul) y agosto (líneas en rojo) de 2010. Las barras verticales representan el error de la media.

6.6. Estructura Comunitaria

En esta sección, se analizó la estructura de la comunidad a través del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y del índice de equidad de Pielou (J') considerando las 3 réplicas tomadas en cada estación de muestreo, luego se aplicaron pruebas estadística no paramétricas para describir el comportamiento de los datos, y determinar si existen diferencias significativas entre las estaciones de muestreo (diferencia espacial) y entre las épocas de estudio (diferencia temporal).

6.6.1. Índice de Diversidad de Shannon- Wiener (H')

En la primera época de estudio (febrero) las estaciones de muestreo que presentaron un mayor promedio del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') fueron E-5 y E-2 (laguna Principal) con 3.13 y 3.06 bitios/individuo, respectivamente. En contraste, las estaciones con un menor promedio del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') fueron E-8 (laguna Las Delicias) con 1.97 bitios/individuo y E-9 (laguna Sur) con 2.50 bitios/individuo (**Tabla 22**).

En la segunda época de estudio (agosto) las estaciones de muestreo que presentaron un mayor promedio del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') fueron E-6 y E-7 (laguna Las Delicias) con 2.70 bitios/individuo para cada una. En contraste, las estaciones con un menor promedio del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') fueron E-11 (laguna Marvilla) con 0.98 bitios/individuo y E-9 (laguna Sur) con 1.63 bitios/individuo (**Tabla 22**).

Tabla 22. Índice de Diversidad de Shannon- Wiener (H') promedio de la entomofauna acuática, considerando las 3 réplicas, por lagunas y estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.

LAGUNAS	ESTACIONES	SHANNON-WIENER (H') ($\bar{X} \pm S$)	
		FEBRERO	AGOSTO
Principal	E-1	2.64 \pm 0.05	2.13 \pm 0.05
	E-2	3.06 \pm 0.24	2.35 \pm 0.39
	E-3	2.78 \pm 0.12	2.27 \pm 0.01
	E-4	3.02 \pm 0.27	2.42 \pm 0.46
	E-5	3.13 \pm 0.46	2.27 \pm 0.30
Las Delicias	E-6	2.67 \pm 0.39	2.70 \pm 0.25
	E-7	2.85 \pm 0.55	2.70 \pm 0.46
	E-8	1.97 \pm 1.10	1.80 \pm 0.32
Sur	E-9	2.50 \pm 0.23	1.63 \pm 1.49
	E-10	2.80 \pm 0.56	2.05 \pm 0.21
Marvilla	E-11	2.80 \pm 0.27	0.98 \pm 0.03
	E-12	3.01 \pm 0.54	1.74 \pm 0.16

Según la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para “K” muestras independientes, no existieron diferencias significativas del índice de diversidad de Shannon-Wiener entre las estaciones de muestreo de la primera época de estudio ($H < 11.620$ y $p = 0.403$) (**Anexo 9**). El diagrama de barras de error, considerando las 3 réplicas tomadas, describió gráficamente la variación del índice de diversidad de Shannon-Wiener por estaciones de muestreo y por lagunas en esta época, observando diferencias: entre E-1; E-3 y E-2; E-4; E-5 (laguna Principal) (**Figura 16**).

Según la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para “K” muestras independientes, sí existieron diferencias significativas del índice de diversidad de Shannon-Wiener entre las estaciones de muestreo de la segunda época de estudio ($H > 21.920$ y $p = 0.024$) (**Anexo 9**). El diagrama de barras de error, considerando las 3 réplicas tomadas, describió la variación del índice de diversidad de Shannon-Wiener por estaciones de muestreo y por lagunas en esta época, observando diferencias: entre E-1 y E-3 (laguna Principal), entre E-6; E-7 y E-8 (laguna Las Delicias) y entre E-11 y E-12 (laguna Marvilla) (**Figura 16**).

Según la prueba no paramétrica de Wilcoxon-Mann-Whitney para “2” muestras independientes, sí existieron diferencias significativas del índice de diversidad de Shannon-Wiener entre las dos épocas de estudio ($Z > 3.90$ y $p = 0.000$) (**Anexo 10**). El diagrama de barras de error, considerando las 3 réplicas tomadas, describió gráficamente la variación del índice de diversidad de Shannon-Wiener por estaciones de muestreo entre las dos épocas, observando diferencias en las estaciones: E-1; E-2; E-3; E-4 y E-5 (laguna Principal), en E-10 (laguna Sur) y en E-11 y E-12 (laguna Marvillita), en ellas se observó una disminución del índice de diversidad en la segunda época de estudio (agosto) (**Figura 16**).

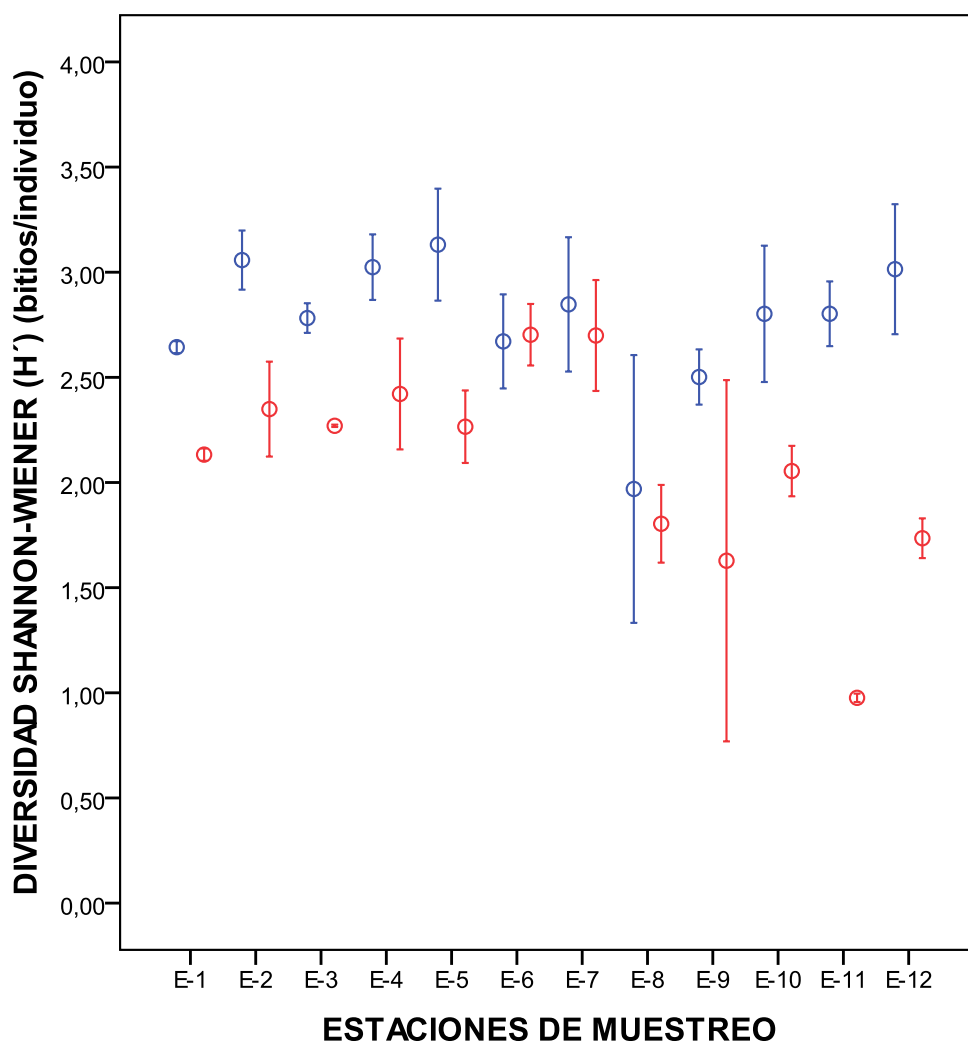


Figura 16. Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') por estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero (líneas en azul) y agosto (líneas en rojo) de 2010. Las barras verticales representan el error de la media.

6.6.2. Índice de Equidad de Pielou (J')

En la primera época de estudio (febrero) las estaciones de muestreo que presentaron un mayor promedio del índice de equidad de Pielou (J') fueron E-12 y E-11 (laguna Marvilla) con 0.91 y 0.84, respectivamente. En contraste, las estaciones con un menor promedio del índice de equidad de Pielou (J') fueron E-8 (laguna Las Delicias) con 0.54 y E-9 (laguna Sur) con 0.55 (**Tabla 23**).

En la segunda época de estudio (agosto) las estaciones de muestreo que presentaron un mayor promedio del índice de equidad de Pielou (J') fueron E-11 y E-12 (laguna Marvilla) con 0.81 y 0.80, respectivamente. En contraste, las estaciones con un menor promedio del índice de equidad de Pielou (J') fueron E-8 (laguna Las Delicias) con 0.52 y E-2 (laguna Principal) con 0.55 (**Tabla 23**).

Tabla 23. Índice de Equidad de Pielou (J') promedio de la entomofauna acuática, considerando las 3 réplicas, por lagunas y estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.

LAGUNAS	ESTACIONES	EQUIDAD PIELOU (J') ($\bar{X} \pm S$)	
		FEBRERO	AGOSTO
Principal	E-1	0.71 \pm 0.04	0.59 \pm 0.04
	E-2	0.68 \pm 0.06	0.55 \pm 0.03
	E-3	0.72 \pm 0.08	0.60 \pm 0.01
	E-4	0.77 \pm 0.06	0.59 \pm 0.12
	E-5	0.78 \pm 0.14	0.58 \pm 0.08
Las Delicias	E-6	0.81 \pm 0.02	0.76 \pm 0.06
	E-7	0.78 \pm 0.14	0.80 \pm 0.07
	E-8	0.54 \pm 0.25	0.52 \pm 0.09
Sur	E-9	0.55 \pm 0.06	0.58 \pm 0.50
	E-10	0.69 \pm 0.14	0.68 \pm 0.05
Marvilla	E-11	0.84 \pm 0.10	0.81 \pm 0.26
	E-12	0.91 \pm 0.05	0.80 \pm 0.09

Según la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para “K” muestras independientes, no existieron diferencias significativas del índice de equidad de Pielou entre las estaciones de muestreo de la primera época de estudio ($H < 21.920$ y $p = 0.030$) (**Anexo 11**). El diagrama de barras de error, considerando las 3 réplicas tomadas, describió gráficamente la variación del índice de equidad de Pielou por estaciones de muestreo y por lagunas en esta época, observando diferencias: entre E-1 y E-4 (laguna Principal), entre E-6; E-7 y E-8 (laguna Las Delicias) y entre E-9 y E-10 (laguna Sur) (**Figura 17**).

Según la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para “K” muestras independientes, no existieron diferencias significativas del índice de equidad de Pielou entre las estaciones de muestreo de la segunda época de estudio ($H < 18.475$ y $p = 0.080$) (**Anexo 11**). El diagrama de barras de error, considerando las 3 réplicas tomadas, describió gráficamente la variación del índice de equidad de Pielou por estaciones de muestreo y por lagunas en esta época, observando diferencias: entre E-2 y E-3 (laguna Principal) y entre E-6; E-7 y E-8 (laguna Las Delicias) (**Figura 17**).

Según la prueba no paramétrica de Wilcoxon-Mann-Whitney para “2” muestras independientes, sí existieron diferencias significativas del índice de equidad de Pielou entre las dos épocas de estudio ($Z > 1.94$ y $p = 0.026$) (**Anexo 12**). El diagrama de barras de error, considerando las 3 réplicas tomadas, describió gráficamente la variación del índice de equidad de Pielou por estaciones de muestreo entre las dos épocas de estudio, observando diferencias significativas en las estaciones: E-1; E-2; E-3; E-4 y E-5 (laguna Principal), en E-6 (laguna Las Delicias) y en E-12 (laguna Marvilla), en ellas se observó una disminución del índice de equidad en la segunda época de estudio (agosto) (**Figura 17**).

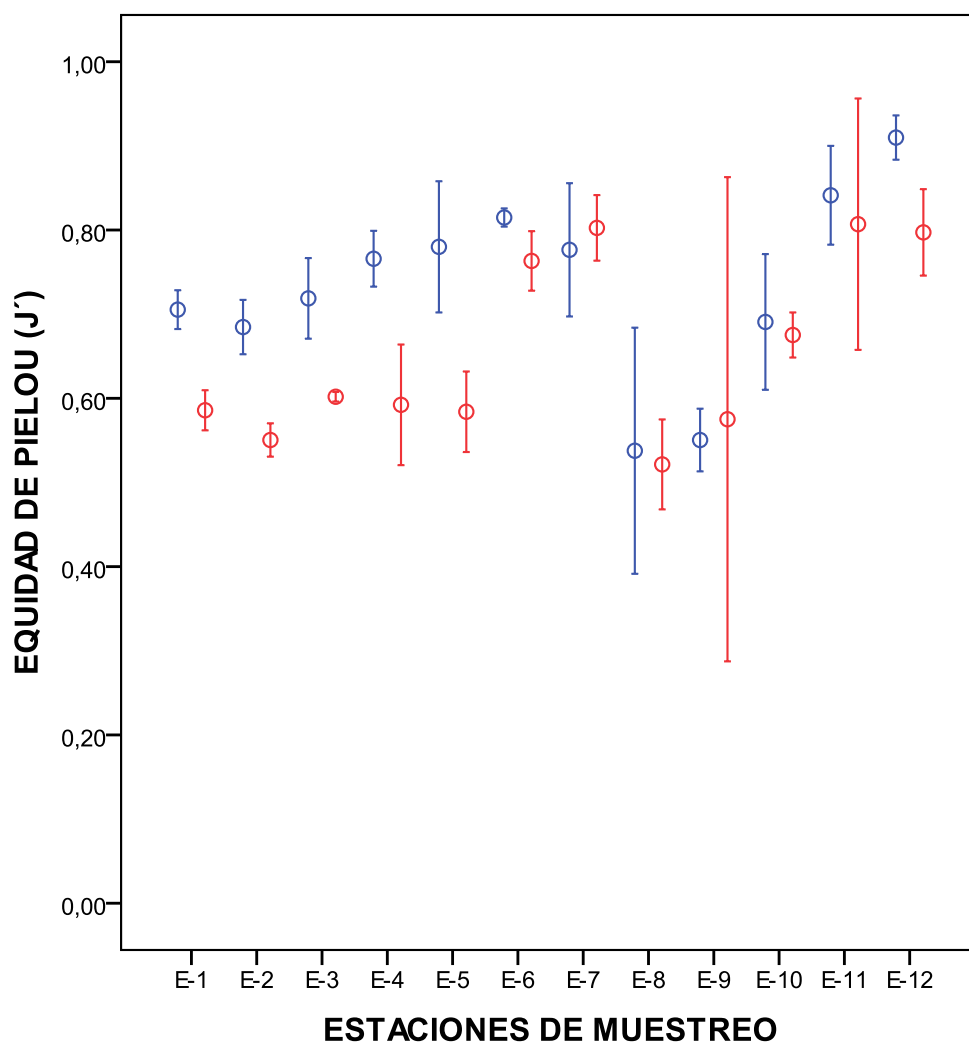


Figura 17. Índice de Equidad de Pielou (J') por estaciones de muestreo en los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero (líneas en azul) y agosto (líneas en rojo) de 2010. Las barras verticales representan el error de la media.

6.7. Análisis multivariado

Según el Análisis de Similitud (ANOSIM) de la entomofauna acuática, sí existen diferencias significativas entre las estaciones de muestreo en febrero ($R=0.685$ y $p=0.001$) y entre las estaciones de muestreo en agosto ($R=0.680$ y $p=0.001$), evidenciando la heterogeneidad espacial de la comunidad de insectos acuáticos en los humedales de Villa. Estos resultados se complementan con el Análisis de Similitud Porcentual (SIMPER), donde se apreció disimilitudes de hasta 97.80% entre las estaciones de muestreo en febrero (**Anexo 13**) y disimilitudes de hasta 99.32% entre las estaciones de muestreo en agosto (**Anexo 14**).

Según el ANOSIM de la entomofauna acuática entre las dos épocas de estudio, sí existen diferencias significativas entre ambas épocas de estudio ($R=0.494$ y $p=0.001$), evidenciando la heterogeneidad temporal de la comunidad de insectos acuáticos en los humedales de Villa. Estos resultados fueron complementados con el SIMPER para ambas épocas de estudio, viendo disimilitudes de hasta 97.37% (**Anexo 15**).

El análisis de agrupamiento de la entomofauna acuática utilizando el método no Paramétrico de Escalamiento Multidimensional (nMDS), para las estaciones de muestreo durante ambas épocas de estudio, muestra tres grupos con un nivel de similitud del 60% y un valor de stress significativo (0.15). A nivel espacial, el nMDS no mostró agrupamiento entre las lagunas Principal (E-1, E-2; E-3; E-4 y E-5), Las Delicias (E-6, E-7 y E-8), Sur (E-9 y E-10) y Marvilla (E-11 y E-12). Esto evidenciaría la heterogeneidad espacial de la comunidad de insectos acuáticos explicada por el tamaño de las lagunas, siendo la laguna Principal la de mayor tamaño (50 ha) y por lo tanto la de mayor resiliencia y estabilidad ambiental, por eso sus estaciones se agrupan al 60% de similaridad, y en el caso de las lagunas; Las Delicias (10 ha), Sur (6 ha) y Marvilla (7 ha), la heterogeneidad espacial es más fuerte ya que sus

estaciones no se agrupan entre sí, esto debido a que presentan un menor tamaño y por lo tanto una menor resiliencia y estabilidad ambiental (**Figura 19**).

A nivel temporal, el nMDS mostró agrupamiento entre las estaciones de la laguna Principal para ambas épocas de estudio (E-1f, E-2f, E-3f, E-4f y E-5f con E-1a, E-2a, E-3a, E-4a y E-5a), y entre las estaciones de la laguna Las Delicias (E-7f con E-7a y E-8f con E-8a) a un 60% de similaridad, en el caso de las lagunas Sur y Marvilla las estaciones si se diferencian para ambas épocas de estudio. Esto evidenciaría la heterogeneidad temporal de la comunidad de insectos acuáticos explicada por la hidrología del humedal (épocas de menor y mayor nivel de agua). La temporalidad influiría más en las estaciones de las lagunas Las Delicias, Sur y Marvilla de menor tamaño, y no tanto en la laguna Principal, de mayor tamaño (**Figura 19**).

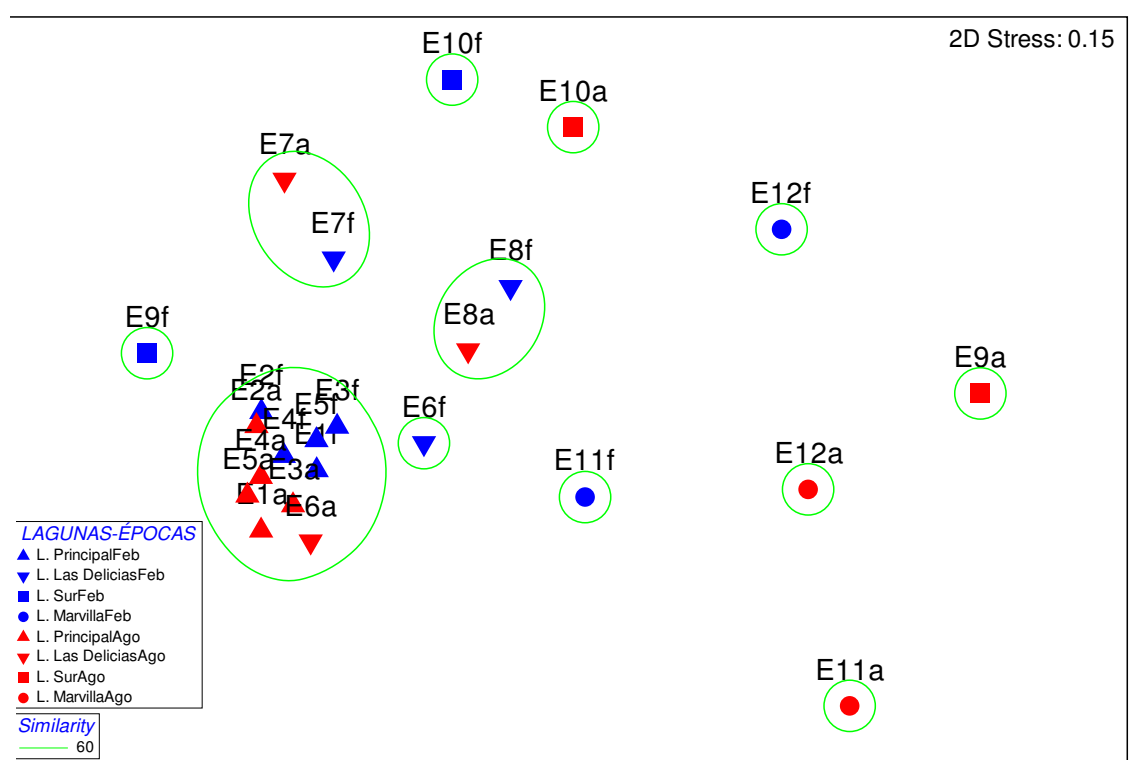


Figura 18. Análisis no Paramétrico de Escalamiento Multidimensional (nMDS) por estaciones de muestreo en los Humedales de Villa (Lima, Perú). Laguna Mayor (E-1; E-2; E-3; E-4 y E-5), laguna Las Delicias (E-6; E-7 y E-8), laguna Sur (E-9 y E-10) y laguna Marvilla (E-11 y E-12). Ambas épocas de estudio, menor nivel del agua en azul (f) y mayor nivel del agua en rojo (a).

6.8. Métricas de Bioindicación

En este capítulo se desarrollaron métricas de bioindicación para caracterizar la calidad ambiental de las estaciones de muestreo, utilizando la comunidad de insectos acuáticos, con el objetivo de determinar la(s) métrica(s) que mejor se adapte(n) a las condiciones de los humedales de Villa durante las dos épocas de estudio. Los índices se agruparon en dos tipos: unimétricos y multimétricos.

6.8.1. Índices Unimétricos

Son aquellos índices que utilizan una sola métrica para determinar la calidad ambiental. Se dividieron en dos tipos: métricas simples e índices bióticos.

6.8.1.1. Métricas simples

6.8.1.1.1. Diversidad de Shannon-Wiener (H')

Según los valores de diversidad de Shannon-Wiener obtenidos en febrero, las estaciones de muestreo presentaron una calidad del agua desde limpia hasta moderadamente poluida. Las estaciones que presentaron los valores más altos fueron E-5 y E-2 (laguna Principal) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua limpia, y las que presentaron los valores más bajos fueron E-8 (laguna Las Delicias) y E-9 (laguna Sur) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua moderadamente poluida (**Tabla 24**).

En agosto, las estaciones de muestreo presentaron una calidad del agua desde moderadamente poluida hasta fuertemente poluida. Las estaciones que presentaron los valores más altos fueron E-7 y E-6 (laguna Las Delicias) considerándose, para este

índice, estaciones con calidad del agua moderadamente poluida, y las que presentaron los valores más bajos fueron E-11 (laguna Marvilla) y E-9 (laguna Sur) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua fuertemente poluida y moderadamente poluida, respectivamente (**Tabla 24**).

Adicionalmente, se hizo el análisis de correlación no paramétrico de Spearman, para determinar si existe correlación significativa entre la diversidad de Shannon-Wiener y la valoración ambiental de Moss (2006), y probar la utilidad de esta métrica biológica para tipificar las estaciones de muestreo en el estudio. Se observó que en febrero la correlación fue baja y significativa ($R= 0.358$) (**Anexo 16**) pero en agosto la correlación fue menor y no significativa ($R= 0.090$) (**Anexo 17**).

Tabla 24. Diversidad de Shannon-Wiener de la entomofauna acuática y calidad del agua en las estaciones de muestreo de los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.

ESTACIÓN	SHANNON- WIENER $H'(\text{Log}2)$			
	FEBRERO		AGOSTO	
	Valor	Calidad del agua	Valor	Calidad del agua
E1	2.64	Moderadamente poluida	2.13	Moderadamente poluida
E2	3.06	Limpia	2.35	Moderadamente poluida
E3	2.78	Moderadamente poluida	2.27	Moderadamente poluida
E4	3.02	Limpia	2.42	Moderadamente poluida
E5	3.13	Limpia	2.27	Moderadamente poluida
E6	2.67	Moderadamente poluida	2.70	Moderadamente poluida
E7	2.85	Moderadamente poluida	2.70	Moderadamente poluida
E8	1.97	Moderadamente poluida	1.80	Moderadamente poluida
E9	2.50	Moderadamente poluida	1.63	Moderadamente poluida
E10	2.80	Moderadamente poluida	2.05	Moderadamente poluida
E11	2.80	Moderadamente poluida	0.98	Fuertemente poluida
E12	3.01	Limpia	1.74	Moderadamente poluida

6.8.1.2. Índices bióticos

6.8.1.2.1. Índice de Monitoreo Biológico adaptado para Colombia (por sus siglas en inglés BMWP/Col)

Según los valores del BMWP/Col, considerando la entomofauna acuática, obtenidos en febrero, las estaciones de muestreo presentaron una calidad del agua desde aceptable hasta crítica. Las estaciones que presentaron los valores más altos fueron E-2 (laguna Principal) y E-9 (laguna Sur) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua aceptable, y las que presentaron los valores más bajos fueron E-6 (laguna Las Delicias) y E-11 (laguna Marvilla) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua crítica y dudosa, respectivamente (**Tabla 25**).

En agosto, las estaciones de muestreo presentaron una calidad del agua desde aceptable hasta muy crítica. Las estaciones que presentaron los valores más altos fueron E-4 y E-2 (laguna Principal) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua aceptable, y las que presentaron los valores más bajos fueron E-11 y E-12 (laguna Marvilla) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua muy crítica (**Tabla 25**).

Adicionalmente, se hizo el análisis de correlación no paramétrico de Spearman, para determinar si existe correlación significativa entre los valores de BMWP/ Col utilizando la entomofauna acuática y la valoración ambiental de Moss (2006), y probar la utilidad de esta métrica biológica para tipificar las estaciones de muestreo en el estudio. Se observó que en febrero la correlación fue alta y significativa ($R= 0.416$) (**Anexo 18**) y en agosto la correlación fue mayor y significativa ($R= 0.551$) (**Anexo 19**).

Tabla 25. Valores del BMWP/ Col utilizando la entomofauna acuática y calidad del agua en las estaciones de muestreo de los humedales de Villa (Lima, Perú).

Febrero y agosto de 2010.

ESTACIÓN	BMWP/Col (ENTOMOFAUNA ACUÁTICA)			
	FEBRERO		AGOSTO	
	Valor	Calidad del agua	Valor	Calidad del agua
E1	47.00	Dudosa	45.67	Dudosa
E2	79.67	Aceptable	66.33	Aceptable
E3	58.33	Dudosa	57.33	Dudosa
E4	60.67	Aceptable	71.33	Aceptable
E5	65.00	Aceptable	56.67	Dudosa
E6	32.00	Crítica	36.00	Dudosa
E7	43.00	Dudosa	34.00	Crítica
E8	47.67	Dudosa	37.00	Dudosa
E9	78.67	Aceptable	30.00	Crítica
E10	63.00	Aceptable	26.00	Crítica
E11	39.67	Dudosa	10.33	Muy critica
E12	43.33	Dudosa	14.67	Muy critica

6.8.1.2.2. Puntaje Promedio por Taxon (por sus siglas en inglés ASPT)

Según los valores del ASPT, considerando la entomofauna acuática, obtenidos en febrero, las estaciones de muestreo presentaron una calidad del agua desde muy buena hasta moderada. Las estaciones que presentaron los valores más altos fueron E-12 (laguna Marvilla) y E-5 (laguna Principal) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua muy buena, y las que presentaron los valores más bajos fueron E-7 y E-8 (laguna Las Delicias) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua moderada (**Tabla 26**).

En agosto, las estaciones de muestreo presentaron una calidad del agua desde excelente hasta moderada. Las estaciones que presentaron los valores más altos fueron E-11 (laguna Marvilla) y E-9 (laguna Sur) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua excelente, y las que presentaron los valores más bajos fueron E-7 y E-8 (laguna Las Delicias) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua moderada (**Tabla 26**).

Adicionalmente, se hizo el análisis de correlación no paramétrico de Spearman, para determinar si existe correlación significativa entre los valores del ASPT utilizando la entomofauna acuática y la valoración ambiental de Moss (2006), y probar la utilidad de esta métrica biológica para tipificar las estaciones de muestreo en el estudio. Se observó que en febrero la correlación fue regular y significativa ($R= 0.338$) (**Anexo 18**) y en agosto la correlación fue muy baja y no significativa ($R= -0.037$) (**Anexo 19**).

Tabla 26. Valores del ASPT utilizando la entomofauna acuática y calidad del agua en las estaciones de muestreo de los humedales de Villa (Lima, Perú).

Febrero y agosto de 2010.

ESTACIÓN	ASPT (ENTOMOFAUNA ACUÁTICA)			
	FEBRERO		AGOSTO	
	Valor	Calidad del agua	Valor	Calidad del agua
E1	5.23	Buena	5.72	Muy buena
E2	5.45	Buena	5.56	Muy buena
E3	5.49	Buena	5.94	Muy buena
E4	5.31	Buena	5.64	Muy buena
E5	5.58	Muy buena	5.75	Muy buena
E6	5.31	Buena	5.48	Buena
E7	4.80	Moderada	4.58	Moderada
E8	4.89	Moderada	4.63	Moderada
E9	5.13	Buena	6.36	Excelente
E10	5.40	Buena	5.24	Buena
E11	5.35	Buena	6.56	Excelente
E12	5.73	Muy buena	5.39	Buena

6.8.1.2.3. Puntaje de Contaminación en los Humedales del Cisne usando Macroinvertebrados Acuáticos (por sus siglas en inglés SWAMPS)

Según los valores del SWAMPS, considerando la entomofauna acuática, obtenidos en febrero, las estaciones de muestreo presentaron una calidad del agua desde dudosa hasta moderadamente contaminada. Las estaciones que presentaron los valores más altos fueron E-9 (laguna Sur) y E-1 (laguna Principal) considerándose, para este

índice, estaciones con calidad del agua dudosa, y las que presentaron los valores más bajos fueron E-12 y E-11 (laguna Marvilla) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua moderadamente contaminada (**Tabla 27**).

En agosto, las estaciones de muestreo presentaron una calidad del agua desde buena hasta moderadamente contaminada. Las estaciones que presentaron los valores más altos fueron E-8 y E-7 (laguna Las Delicias) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua buena y dudosa, respectivamente, y las que presentaron los valores más bajos fueron E-10 (laguna Sur) y E-4 (laguna Principal) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua moderadamente contaminada y dudosa, respectivamente (**Tabla 27**).

Adicionalmente, se hizo el análisis de correlación no paramétrico de Spearman, para determinar si existe correlación significativa entre los valores del SWAMPS utilizando la entomofauna acuática y la valoración ambiental de Moss (2006), y probar la utilidad de esta métrica biológica para tipificar las estaciones de muestreo en el estudio. Se observó que en febrero la correlación fue baja y no significativa ($R = -0.213$) (**Anexo 18**) y en agosto la correlación fue menor y no significativa ($R = -0.195$) (**Anexo 19**).

Tabla 27. Valores del SWAMPS utilizando la entomofauna acuática y calidad del agua en las estaciones de muestreo de los humedales de Villa (Lima, Perú).

Febrero y agosto de 2010.

ESTACIÓN	SWAMPS (ENTOMOFAUNA ACUÁTICA)			
	FEBRERO		AGOSTO	
	Valor	Calidad del agua	Valor	Calidad del agua
E1	5.58	Dudosa	5.92	Dudosa
E2	5.36	Dudosa	5.29	Dudosa
E3	5.06	Dudosa	5.50	Dudosa
E4	5.13	Dudosa	5.28	Dudosa
E5	5.00	Moderada contaminación	5.40	Dudosa
E6	5.17	Dudosa	5.50	Dudosa

E7	5.31	Dudosa	6.00	Dudosa
E8	5.35	Dudosa	6.36	Buena
E9	5.84	Dudosa	5.89	Dudosa
E10	5.00	Moderada contaminación	5.00	Moderada contaminación
E11	4.71	Moderada contaminación	5.67	Dudosa
E12	4.38	Moderada contaminación	5.50	Dudosa

6.8.2. Índices Multimétricos

Son aquellos índices que combinan el valor independiente de diversas métricas en una puntuación final para determinar la calidad ambiental en un ecosistema.

6.8.2.1. Índices Biológicos de Integridad

6.8.2.1.1. Índice de Integridad Biótica para Lagos Interdunarios (IIBLI)

Según los valores del IIBLI en febrero, las estaciones de muestreo presentaron una calidad del agua desde muy buena hasta regular. Las estaciones que presentaron los valores más altos fueron E-8 y E-7 (laguna Las Delicias) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua muy buena y buena, respectivamente, y las que presentaron los valores más bajos fueron E-12 (laguna Marvilla) y E-10 (laguna Sur) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua regular (**Tabla 28**).

En agosto, las estaciones de muestreo presentaron una calidad del agua desde buena hasta mala. Las estaciones que presentaron los valores más altos fueron E-8 (laguna Las Delicias) y E-2 (laguna Principal) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua buena, y las que presentaron los valores más bajos fueron E-11 (laguna Marvilla) y E-9 (laguna Sur) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua mala (**Tabla 28**).

Adicionalmente, se hizo el análisis de correlación no paramétrico de Spearman, para determinar si existe correlación significativa entre los valores del IIBLI y la valoración ambiental de Moss (2006), y probar la utilidad de esta métrica biológica para tipificar las estaciones de muestreo en el estudio. Se observó que en febrero la correlación fue regular pero no significativa ($R= 0.323$) (**Anexo 20**) y en agosto la correlación fue menor y no significativa ($R= 0.308$) (**Anexo 21**).

Tabla 28. Valores del IIBLI y calidad del agua en las estaciones de muestreo de los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.

ESTACIÓN	INDICE DE INTEGRIDAD BIÓTICA			
	FEBRERO		AGOSTO	
	Valor	Calidad del agua	Valor	Calidad del agua
E1	28	Regular	32	Buena
E2	36	Buena	35	Buena
E3	32	Buena	30	Regular
E4	32	Buena	30	Regular
E5	32	Buena	25	Regular
E6	29	Regular	27	Regular
E7	37	Buena	29	Regular
E8	44	Muy buena	37	Buena
E9	31	Buena	18	Mala
E10	25	Regular	26	Regular
E11	34	Buena	16	Mala
E12	23	Regular	21	Regular

6.8.2.1.2. Índice Biológico de Integridad en Humedales con Invertebrados (IBI)

Según los valores del IBI en febrero, las estaciones de muestreo presentaron una calidad del agua desde regular hasta pobre. Las estaciones que presentaron los valores más altos fueron E-9 (laguna Sur) y E-5 (laguna Principal) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua regular, y las que presentaron los valores más bajos fueron E-8 (laguna Las Delicias) y E-4 (laguna Principal) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua pobre (**Tabla 29**).

En agosto, las estaciones de muestreo presentaron una calidad del agua desde regular hasta muy pobre. Las estaciones que presentaron los valores más altos fueron E-4 y E-2 (laguna Principal) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua regular, y las que presentaron los valores más bajos fueron E-10 (laguna Sur) y E-12 (laguna Marvilla) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua muy pobre (**Tabla 29**).

Adicionalmente, se hizo el análisis de correlación no paramétrico de Spearman, para determinar si existe correlación significativa entre los valores del IBI y la valoración ambiental de Moss (2006), y probar la utilidad de esta métrica biológica para tipificar las estaciones de muestreo en el estudio. Se observó que en febrero la correlación fue muy baja y no significativa ($R= 0.036$) (**Anexo 20**) y en agosto la correlación fue mayor pero no significativa ($R= 0.070$) (**Anexo 21**).

Tabla 29. Valores del IBI y calidad del agua en las estaciones de muestreo de los humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.

ESTACIÓN	ÍNDICE BIOLÓGICO DE INTEGRIDAD			
	FEBRERO		AGOSTO	
	Valor	Calidad del agua	Valor	Calidad del agua
E1	26	Pobre	28	Pobre
E2	30	Regular	30	Regular
E3	26	Pobre	28	Pobre
E4	24	Pobre	32	Regular
E5	30	Regular	28	Pobre
E6	28	Pobre	30	Regular
E7	28	Pobre	20	Muy pobre
E8	24	Pobre	26	Pobre
E9	34	Regular	30	Regular
E10	28	Pobre	18	Muy pobre
E11	28	Pobre	22	Pobre
E12	30	Regular	20	Muy pobre

6.8.2.1.3. Índice para Humedales de Wisconsin usando Macroinvertebrados (por sus siglas en inglés WWMI)

Según los valores del WWMI (2004) en febrero, las estaciones de muestreo presentaron una calidad del agua desde excelente hasta regular. Las estaciones que presentaron los valores más altos fueron E-2 y E-3 (laguna Principal) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua excelente y muy buena, respectivamente, y las que presentaron los valores más bajos fueron E-10 (laguna Sur) y E-6 (laguna Las Delicias) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua regular (**Tabla 30**).

En agosto, las estaciones de muestreo presentaron una calidad del agua desde muy buena hasta pobre. Las estaciones que presentaron los valores más altos fueron E-4 y E-3 (laguna Principal) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua muy buena y buena, respectivamente, y las que presentaron los valores más bajos fueron E-12 y E-11 (laguna Marvilla) considerándose, para este índice, estaciones con calidad del agua pobre (**Tabla 30**).

Adicionalmente, se hizo el análisis de correlación no paramétrico de Spearman, para determinar si existe correlación significativa entre los valores del WWMI y la valoración ambiental de Moss (2006), y probar la utilidad de esta métrica biológica para tipificar las estaciones de muestreo en el estudio. Se observó que en febrero la correlación fue baja y no significativa ($R = 0.156$) (**Anexo 20**) pero en agosto la correlación fue alta y significativa ($R = 0.510$) (**Anexo 21**).

Tabla 30. Valores del WWMI (2004) y calidad del agua en las estaciones de muestreo de los Humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero y agosto de 2010.

ESTACIÓN	ÍNDICE BIOLÓGICO DE INTEGRIDAD			
	FEBRERO		AGOSTO	
	Valor	Calidad del agua	Valor	Calidad del agua
E1	29	Muy buena	25	Buena
E2	33	Excelente	25	Buena
E3	29	Muy buena	27	Buena
E4	25	Buena	29	Muy buena
E5	29	Muy buena	27	Buena
E6	21	Regular	17	Regular
E7	24	Buena	24	Buena
E8	22	Regular	20	Regular
E9	29	Muy buena	20	Regular
E10	19	Regular	14	Pobre
E11	29	Muy buena	13	Pobre
E12	25	Buena	14	Pobre

6.8.3. Métricas de bioindicación por lagunas

En esta sección se determinó la calidad ambiental de las cuatro lagunas estudiadas a partir de las siete métricas utilizadas anteriormente, para visualizar mejor la relación de las métricas se utilizó una escala de color donde el azul representa las mejores condiciones, el rojo las más bajas y los colores intermedios para las condiciones intermedias. Además, se aplicó el análisis de correlación no paramétrico de Spearman, para determinar si existe correlación significativa entre los valores de las métricas de bioindicación y la valoración ambiental de Moss (2006), y seleccionar las que caracterizarían mejor las condiciones ambientales de las lagunas en Villa.

Tabla 31. Correlación de Spearman entre la valoración ambiental de Moss (2006) y las siete métricas de bioindicación. Febrero y agosto de 2010.

Rho de Spearman		MÉTRICAS DE BIOINDICACIÓN						
		H'	BMWP/Col	ASPT	SWAMPS	IIBLI	IBI	WWMI
V.A. FEBRERO	Spearman	0.400	0.800	0.400	0.000	-0.200	0.632	0.949
	Sig.	0.600	0.200	0.600	1.000	0.800	0.368	0.051
V.A. AGOSTO	Spearman	-0.600	0.400	0.400	-0.400	-0.400	0.316	0.200
	Sig.	0.400	0.600	0.600	0.600	0.600	0.684	0.800

En febrero las métricas que presentaron mayor correlación con la valoración ambiental fueron el índice BMWP/Col (0.800), IBI (0.632) y WWMI (0.949) (**Tabla 31**). Estos valores concuerdan con la **Tabla 32**, donde se aprecia que la laguna Principal se caracterizó por tener una condición aceptable, regular y excelente según los índices BMWP/Col, IBI y WWBI, respectivamente. Las lagunas Las Delicias, Sur y Marvilla se caracterizaron por tener una condición aceptable, regular y buena según los índices BMWP/Col, IBI y WWBI, respectivamente.

Tabla 32. Valores y calidades del agua según las siete métricas de bioindicación para las lagunas en los Humedales de Villa (Lima, Perú). Febrero de 2010.

LAGUNAS	V.A. de Moss	MÉTRICAS DE BIOINDICACIÓN-FEBRERO						
		H'	BMWP/Col	ASPT	SWAMPS	IIBLI	IBI	WWMI
Principal	666	3.07	83.6	5.43	5.2	36	34	35
	bueno	limpia	aceptable	buena	dudosa	buena	regular	excelente
Las Delicias	381	2.68	69.67	4.99	5.3	40	32	24
	regular	moderada	aceptable	moderada	dudosa	buena	regular	bueno
Sur	400	3.02	86	5.38	5.4	31	36	27
	regular	limpia	aceptable	buena	dudosa	buena	regular	bueno
Marvilla	398	3.38	71.5	5.5	4.55	30	34	27
	regular	limpia	aceptable	buena	moderado	regular	regular	bueno

En agosto las métricas que presentaron mayor correlación con la valoración ambiental fueron el índice BMWP/Col (0.400), ASPT (0.400) e IBI (0.316) (**Tabla 31**). Estos valores concuerdan con la **Tabla 33**, donde se aprecia que la laguna Principal se caracterizó por tener una condición aceptable, muy buena y regular según los índices BMWP/Col, ASPT e IBI, respectivamente. La laguna Las Delicias se caracterizó por tener una condición dudosa, moderada y regular según los índices BMWP/Col, ASPT e IBI, respectivamente. La laguna Sur se caracterizó por tener una condición dudosa, muy buena y regular según los índices BMWP/Col, ASPT e IBI, respectivamente y la laguna Marvilla se caracterizó por tener una condición crítica, muy buena y pobre según los índices BMWP/Col, ASPT e IBI, respectivamente.

Tabla 33. Valores y calidades del agua según las siete métricas de bioindicación para las lagunas en los Humedales de Villa (Lima, Perú). Agosto de 2010.

LAGUNAS	V.A. de Moss	MÉTRICAS DE BIOINDICACIÓN-AGOSTO						
		H'	BMWP/Col	ASPT	SWAMPS	IIBLI	IBI	WWMI
Principal	665	2.33	84	5.68	5.47	35	34	29
	bueno	moderada	aceptable	muy buena	dudosa	bueno	regular	muy bueno
Las Delicias	383	2.63	47	4.87	5.95	37	32	24
	regular	moderada	dudosa	moderada	dudosa	bueno	regular	bueno
Sur	395	2.79	50	5.85	5.44	29	32	20
	regular	moderada	dudosa	muy buena	dudosa	regular	regular	regular
Marvilla	398	1.59	22.5	5.63	5.58	21	28	18
	regular	poluida	crítica	muy buena	dudosa	regular	pobre	regular

6.9. Relación entre los factores abióticos y bióticos

Según la correlación no paramétrica de Spearman en febrero, se observó correlación positiva entre la riqueza de especies y el pH ($R=0.445$), la conductividad eléctrica ($R=0.385$) y el oxígeno disuelto ($R=0.343$) y correlación negativa entre la riqueza de especies y la concentración de amonio ($R=-0.410$). Sin embargo, los coeficientes de correlación no fueron significativos. La correlación entre la riqueza de especies y la temperatura del agua fue muy baja y no significativa ($R=0.270$) (**Anexo 22**).

Según la correlación no paramétrica de Spearman en agosto, se observó correlación positiva entre la riqueza de especies y la temperatura del agua ($R=0.560$) y la conductividad eléctrica ($R=0.340$) y correlación negativa entre la riqueza de especies y el oxígeno disuelto ($R=-0.245$) y la concentración de amonio ($R=-0.154$). Sin embargo, los coeficientes de correlación no fueron significativos. La correlación entre la riqueza de especies y el pH fue muy baja y no significativa ($R=0.112$) (**Anexo 23**).

7. DISCUSIÓN

En el estudio se planteo determinar la composición y diversidad de la entomofauna acuática en los humedales de Villa, además de su uso como bioindicadores de la calidad ambiental, y presentar una aproximación para ecosistemas similares. Para el desarrollo de la problemática se abordaron 4 aspectos importantes: (1) las características ambientales de las estaciones de muestreo considerando factores físicos y químicos, (2) el inventario de los especies que conforman la entomofauna acuática en los humedales de Villa, (3) ecología de la entomofauna acuática en las diferentes estaciones de muestreo y los períodos de estudio y por último (4) el uso de métricas biológicas que involucran la entomofauna acuática para estimar la condición ambiental en los humedales de Villa.

Características ambientales

El análisis de las características ambientales en las estaciones de muestreo coinciden con Young (1998), donde explica que la hidrología de los humedales de Villa esta determinada principalmente por el aporte de agua proveniente de las lluvias que cayeron varios meses antes en los Andes. El agua que llega a los humedales de Villa, depende del flujo subterráneo y superficial del río Rímac y su acuífero (Ramírez y Cano 2010). Una consecuencia de esta condición es que el nivel del agua esta determinado por la cantidad de lluvias en la sierra. Otra, es que debido a la demora del agua en llegar hasta la costa, la época alta en los humedales de Villa se corresponde con la lluvia de meses anteriores en la sierra (Young 1998) **Tablas 14 y 15**.

Por otro lado, la valoración ambiental, utilizando la Matriz de Evaluación de Humedales propuesta por Moss (2006), de las estaciones de muestreo y las lagunas en los humedales de Villa fue similar en ambas épocas de estudio (**Tabla 16**), es decir no se

notaron cambios a nivel temporal, debido principalmente a que en un corto tiempo no se aprecian cambios sustanciales en las características del humedal, sólo se pueden detectar cambios a menor escala como la contaminación por residuos sólidos. Sin embargo, permitió diferenciar las estaciones de muestreo por sus características ambientales y ser tipificadas como pobres, regulares, buenas y muy buenas, formando una gradiente de impacto. Se observó que la laguna Principal tuvo el puntaje más alto, tipificándose como ambientalmente “Buena”, esto se explicaría porque es la laguna de mayor extensión (50 Ha) y por ende la de mayor dinámica y recuperación ambiental (mayor resiliencia), en contraste la laguna Las Delicias presentó el puntaje más bajo, tipificándose como ambientalmente “Regular”, esto se debería principalmente a la presión antrópica que se ciñe sobre ella, pese a estar dentro de la zona catalogada como Refugio de Vida Silvestre, en esta laguna se pudo observar el daño ocasionado por las personas que habitan alrededor de ella. Finalmente, las lagunas Sur y Marvilla, fueron tipificadas como ambientalmente “Regulares”, son las de menor extensión, 6 y 7 Ha respectivamente, y la presión antrópica no es tan fuerte como lo es en la laguna Las Delicias, sin embargo se pudo distinguir fuentes puntuales de impacto para cada una. Si bien la matriz de valoración utilizada se desarrolló para humedales de Costa Rica, en este trabajo ha mostrado ser aplicable por tener varios ítems compatibles con la zona de estudio. Vizcardo (2009) realizó un estudio similar en los humedales de Ventanilla, Callao, utilizando la Matriz de Leopold para determinar la situación ambiental del humedal, en este estudio se presentó la caracterización general de todo el ecosistema.

Analizando los parámetros fisicoquímicos del agua en las estaciones de muestreo, según los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua (DS 002-2008-MINAM) para la categoría 4 (Conservación del Ambiente Acuático) para las lagunas del Refugio de Vida Silvestre los Pantanos de Villa, se observó que en febrero la concentración de oxígeno estuvo dentro de los estándares (≥ 5 mg/L) sólo en la laguna

Principal (6.86mg/L - 11.58mg/L), en contraste la laguna Las Delicias presentó los valores más bajos (1.82mg/L - 4.54mg/L). En cuanto al pH, la laguna las Delicias presentó valores óptimos (7.05 - 7.24) y en las demás lagunas este valor fue ligeramente superior al estándar de 6.5 - 8.5. Por último, la concentración de amonio fue nula en la laguna Principal, pero sobrepaso el estándar (<0.02mg/L) en las demás lagunas (0.50 mg/L). En agosto, la concentración de oxígeno disuelto y el pH estuvieron dentro de los estándares en todas las lagunas. Sólo la concentración de amonio fue mayor al estándar en la laguna Marvilla (0.50 mg/L) y en las estaciones E-1 y E-2 de la laguna Principal (0.50 mg/L), en las demás lagunas estuvo dentro del estándar. Estos resultados coinciden con la valoración ambiental, donde la laguna Principal obtuvo los valores más altos para ambas épocas de estudio.

Según la correlación de Spearman, para las dos épocas de estudio existe correlación positiva pero no significativa entre la riqueza de especies de insectos acuáticos y la conductividad eléctrica, estos resultados serían similares a los obtenidos por Vizcardo (2009), quien estudio la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en los humedales de Ventanilla, Callao, siendo los insectos acuáticos parte de dicha comunidad, en aquel trabajo se destaca el aumento de los taxa tolerantes con algunos parámetros fisicoquímicos como la conductividad eléctrica. Además, al comparar la riqueza de especies con la conductividad (**Anexos 24 y 25**), se observa una mayor riqueza de especies a valores intermedios de conductividad tanto en febrero como en agosto, esto concordaría con lo propuesto por Connell (1978), quien postula la hipótesis del disturbio intermedio, esta hipótesis sugiere que la mayor diversidad se mantiene a escalas intermedias de un disturbio o factor ambiental.

Inventario de la entomofauna acuática

De las 53 especies de insectos acuáticos identificados, 22 son nuevos registros para los humedales de Villa. El último inventario faunístico en Villa fue realizado por Blancas (1976), quien registró 38 especies de insectos acuáticos y mencionó otras 7 según la literatura (Blancas 1976, Hungerford 1948). De esta manera, se incrementa el registro a 67 especies de insectos acuáticos para los humedales de Villa. El registro de un mayor número de especies, se debería principalmente al método de muestreo utilizado, ya que el número de estaciones de colecta fue similar, Blancas utilizó un método cualitativo con redes entomológicas acuáticas sin réplicas y en el presente estudio se aplicó un método de muestreo cuantitativo determinando superficies de 1 m² en el borde de las lagunas (por triplicado), utilizando una red acuática de fondo lo cuál maximizo la colecta de especímenes (Domínguez y Fernandez 2009).

Se observó una mayor proporción de dípteros y coleópteros, lo cual coincide con la estructura característica de la comunidad de insectos acuáticos en ambientes del tipo léntico como los humedales (Deliz 2005, Fontanarrosa *et al.* 2004). La composición de la entomofauna acuática tuvo un comportamiento similar durante las dos épocas de estudio. El orden Diptera presentó la mayor riqueza con 22 especies, agrupadas en 11 familias, siendo Chironomidae la familia que presentó la mayor riqueza con 5 especies, resultados similares fueron obtenidos por Cirujano *et al.* (2003) en los humedales del Parque Periférico de Salburua, España. En segundo lugar, el orden Coleoptera con 14 especies, agrupadas en 4 familias, siendo Dytiscidae e Hydrophilidae las familias de mayor riqueza con 5 especies cada una, esto se debería principalmente a que estas dos familias son las más diversas dentro de los coleópteros acuáticos, además son más diversas en ambientes del tipo léntico (Torres *et al.* 2007, 2008). El orden Hemiptera presentó 9 especies, agrupadas en 8 familias, siendo Veliidae la de mayor riqueza con 2 especies, pese a tener un mayor número de familias que el orden

Coleoptera, el orden Hemiptera presentó un menor número de especies, esto sería similar a lo registrado por Fernández and López Ruf (2006), quienes estudiaron la comunidad de coleopteros y heteropteros acuáticos en las lagunas de Berisso, Argentina, registrando 48 especies de coleopteros acuáticos en 8 familias y 20 especies de heteropteros acuáticos en 11 familias, la mayor proporción de coleopteros se debería a la complejidad estructural del ambiente acuático, lo cual permitiría una gran diversidad de nichos ecológicos para este grupo. El orden Odonata presentó 7 especies, agrupadas en 3 familias, siendo Libellulidae la de mayor riqueza con 3 especies y finalmente el orden Ephemeroptera presentó solo una especie, de la familia Baetidae. Ambos órdenes son menos diversos que los 3 primeros debido a su biología (Domínguez *et al.* 2006, Muzón *et al.* 2005).

Se debe destacar que la mayoría de familias registradas tienen un alto grado de sensibilidad (Dytiscidae, Gerridae, Pleidae, Veliidae, Baetidae, Coenagrionidae, Corixidae, Notonectidae, Psychodidae y Scirtidae), luego están las familias con un grado de tolerancia intermedio o facultativas (Aeshnidae, Libellulidae, Belostomatidae, Mesoveliidae, Ragonidae, Tabanidae, Stratiomyidae, Dolichopodidae, Hydraenidae e Hydrometridae) y por último las familias tolerantes (Ceratopogonidae, Hydrophilidae, Tipulidae, Culicidae, Chironomidae, Syrphidae y Ephydriidae) (**Tabla 3**) (Alba 1996, Rodán 2003). Las especies dominantes por su presencia en todas las estaciones de muestreo durante las dos épocas de estudio fueron *Ischnura ramburii* (Coenagrionidae) y *Goeldichironomus holoprasinus* (Chironomidae), esto se debería principalmente a que ambas especies son cosmopolitas y de amplia distribución, además habitan diferentes tipos de ambientes (cuerpos de agua lénticos y lóticos, ambientes urbanos y naturales) (Muzón *et al.* 2008, Zilli *et al.* 2009).

Ecología de la entomofauna acuática

Las pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis y de Wilcoxon-Mann-Whitney para la riqueza específica y la estructura comunitaria de insectos acuáticos (diversidad de Shannon-Wiener y Equidad de Pielou) en los humedales de Villa y los análisis de Similitud (ANOSIM) y de agrupamiento utilizando el método no Paramétrico de Escalamiento Multidimensional (nMDS) para la entomofauna acuática, mostraron diferencias significativas a nivel temporal y espacial, determinadas por la hidrología del ecosistema y por el tamaño de las lagunas, respectivamente. Estos resultados son similares a los obtenidos por Vizcardo (2009), quien estudio la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en los humedales de Ventanilla, Callao, de abril a setiembre del 2008, destacando la heterogeneidad temporal de dicha comunidad, explicada por la fluctuación del nivel del agua en las lagunas del humedal, siendo menor en los meses de abril-mayo y mayor en agosto-setiembre. Nessimian (1995) estudio la composición de la fauna de invertebrados acuáticos en un humedal costero de Rio de Janeiro, Brasil, durante 14 meses y observó la variación temporal de dicha comunidad, explicada principalmente por el nivel del agua en el humedal y determinada por la variación del flujo subterráneo, concluyendo que esta variación del nivel del agua es el factor condicionante para la composición de la comunidad de invertebrados acuáticos. Fontanarrosa (2004) estudio la comunidad de insectos acuáticos en los charcos temporarios y lagunas de la ciudad de Buenos Aires (Argentina), encontrando una alta heterogeneidad espacial en dichos ecosistemas, determinada principalmente por el tamaño de los cuerpos de agua, donde las lagunas permanentes mantienen una gran diversidad de especies debido a su mayor tamaño y los charcos temporarios, de menor tamaño, mantiene menor riqueza de especies.

La variación temporal en los humedales de Villa esta determinada principalmente por la hidrología del ecosistema, siendo el nivel de agua un factor muy importante que

determinó la riqueza de especies y la abundancia de los mismos. En febrero (menor nivel del agua) la riqueza, diversidad y equidad son significativamente mayores que en agosto (mayor nivel del agua) (**Figuras 15, 17 y 18**). Dejoux e Ittis (1991), mencionan que el aumento del nivel de agua en las lagunas conlleva a períodos de anoxia debido a la muerte y descomposición de algunas plantas sumergidas (como la totora) que ven afectado su límite batimétrico de desarrollo por el aumento del nivel de agua, ocasionando la disminución de especies de la comunidad de insectos acuáticos, esto también se cumpliría en el presente estudio, ya que se evidenció una disminución tanto en el oxígeno disuelto de las estaciones de muestreo como en la riqueza de especies cuando el nivel de agua es alto (agosto), este aumento del nivel de agua traería inestabilidad al ecosistema, siendo más evidente en las lagunas pequeñas (Sur y Marvilla), donde la riqueza de especies disminuye significativamente hasta casi un tercio de la registrada en febrero. En las lagunas de mayor tamaño (Principal y Las Delicias) el descenso de la riqueza no es significativo (**Figura 15**). Además, se observó un aumento significativo de la abundancia de individuos en la segunda época de estudio (agosto), donde el mayor aporte lo determinó *Goeldichironomus holoprasinus* (Chironomidae). Zilli *et al.* (2009) mencionan que esta especie es muy tolerante, incluso puede incrementar sus poblaciones en condiciones de baja concentración de oxígeno. Los resultados indicarían que febrero (menor nivel de agua) sería la época de mayor estabilidad ambiental, y podría ser la mejor época para monitorear la calidad ambiental en Villa.

La variación espacial, estaría explicada por el tamaño de las lagunas y no tanto por la condición ambiental que presentaron las estaciones de muestreo. Observándose diferencias significativas entre la riqueza de especies de las estaciones de muestreo de la laguna Principal de mayor tamaño (50ha), y las lagunas pequeñas de hasta un quinto del área de la primera. La laguna Principal al tener una mayor extensión tendría una mayor dinámica y recuperación ambiental (mayor resiliencia), por lo tanto el

equilibrio natural del ecosistema es mayor en comparación a las demás lagunas que tienen menor extensión (>10 Ha) (MacArthur and Wilson 1967, Schnack *et al.* 2000). En el análisis nMDS, se pudo observar el agrupamiento de las estaciones de la laguna Principal tanto de febrero como de agosto a un 60% de similitud, esto indicaría que la variable temporalidad no tiene mucho efecto sobre esta laguna, debido a su mayor tamaño y mayor equilibrio ambiental, en cambio en las lagunas pequeñas la heterogeneidad espacial y temporal es mucho más marcada, debido a su menor equilibrio ambiental.

Un importante complemento para este estudio fue el análisis SIMPER, el cual permitió identificar los taxa que más influyen, de acuerdo a su porcentaje de contribución, en la estructura comunitaria de insectos acuáticos en Villa (Correa *et al.* 2010). La especie *Paraplea puella* (Pleidae), destaca como especie sensible, al registrar mayor porcentaje de contribución en las estaciones mejor conservadas y de muy buena condición ambiental (E-3 y E-5). Mazzucconi *et al.* (2009) mencionan a la familia Pleidae como indicadora de aguas bien oxigenadas en ambientes lénticos, debido a sus altos requerimientos biológicos. Además, Torres *et al.* (2007) y López Ruf *et al.* (2003) destacan la importancia de los heteropteros acuáticos y semiacuáticos como bioindicadores de calidad ambiental en ambientes lénticos, como lagunas (naturales y artificiales). Luego, las especies *Callibaetis* sp. 1 (Baetidae), *Brachymesia* sp. 1 (Libellulidae), *Mesovelis mulsanti* (Mesoveliidae) y *Psychoda* sp. 1 (Psychodidae), destacan como especies indicadoras de buena calidad, por el mayor porcentaje de contribución en las estaciones de buena condición ambiental. Las especies *Ischnura capreola*, *Ischnura ramburii* (Coenagrionidae) y *Culicoides* sp. 1 (Ceratopogonidae) indicarían un grado de tolerancia intermedio, considerándose especies facultativas, por el mayor porcentaje de contribución en las estaciones de regular y buena condición ambiental. Roldán (2003) destaca a las familias Baetidae, Coenagrionidae y Psychodidae por su alto grado de sensibilidad, y a las familias Libellulidae y

Mesoveliidae como facultativas, sin embargo esto no se estaría cumpliendo en el estudio, ya que ambas familias indicaron buenas condiciones, esto se debería a que no todos los géneros y/o especies de dichas familias serían netamente facultativas. Las especies *Larsia* sp. 1, *Goeldichironomus holoprasinus*, *Goeldichironomus* sp. 1 y *Parachironomus* sp. 1, todas de la familia Chironomidae, serían especies muy tolerantes, ya que presentan un gran porcentaje de contribución en todas las estaciones, desde las ambientalmente pobres hasta las muy buenas. Estos resultados concuerdan con Zilli *et al.* (2009), donde destaca a la familia Chironomidae y en especial a la especie *Goeldichironomus holoprasinus* como especie muy tolerante a condiciones ambientales adversas.

Métricas biológicas

Analizando la métrica simple, se observó que el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') caracterizó la calidad ambiental de las estaciones de muestreo para la época de menor nivel de agua (febrero), al registrar una correlación alta y significativa (0.358) con la valoración ambiental de Moss (2006), a diferencia de la época de mayor nivel de agua (agosto), donde registró una correlación muy baja y no significativa (0.090) con la valoración ambiental de Moss (2006), esto se explicaría por lo expuesto anteriormente, en relación a la temporalidad en los humedales de Villa, lo cual hace que este índice sea útil para febrero, considerada la época de mayor estabilidad ambiental. Millán *et al.* (2001) y Cirujano *et al.* (2003) proponen que en lagunas sin mucha carga orgánica y maduras en su desarrollo, el valor del índice de diversidad de Shannon-Wiener suele tomar valores altos (entre 3.00 y 4.00). Estos valores coinciden con los obtenidos para la laguna Principal, considerada ambientalmente buena.

Analizando los 3 índices bióticos, se observó que el índice BMWP/Col utilizando la entomofauna acuática caracterizó muy bien la calidad ambiental de las estaciones de

muestreo durante las dos épocas de estudio, en febrero el BMWP/Col tuvo una correlación alta y significativa (0.416) con la valoración ambiental de Moss (2006) y en agosto esta correlación fue mayor y también significativa (0.551), demostrando así su aplicabilidad en la caracterización ambiental de los humedales de Villa. Estos resultados son similares a los obtenidos por Rizo y Trama (2008) al estudiar la contaminación agrícola en arrozales de Costa Rica, aquí el BMWP adaptado para dicho país (BMWP/CR) mostró ser útil como herramienta en la bioindicación de humedales artificiales, como los arrozales. En Argentina Rizo *et al.* (2011), utilizaron el BMWP/Col para caracterizar ambientalmente los arrozales del noreste de dicho país, obteniendo buenos resultados en cuanto al uso de este índice biótico.

El análisis de los demás índices bióticos no mostró los mismos resultados que el índice BMWP/Col, sólo el índice ASPT utilizando la entomofauna acuática en febrero mostro una correlación regular y significativa (0.338) con la valoración ambiental de Moss (2006), evidenciando su utilidad para la época de mayor estabilidad ambiental. Galbrand *et al.* (2007) utilizaron este índice biótico para determinar la integridad biológica de los humedales que servían para tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario en Nueva Escocia, Canada, obteniendo altos valores para las zonas de referencia y valores bajos para los puntos de monitoreo, confirmando la hipótesis del trabajo, y la utilidad de este índice en la bioindicación. En el presente estudio, este índice funcionó solo para una época de estudio, probablemente porque no puede discriminar los cambios temporales derivados de la hidrología del humedal.

El índice SWAMPS, originalmente propuesto para humedales costeros en Australia (Davis *et al.* 1999) no mostró los resultados esperados, esto se debería principalmente a la diferente zona biogeográfica a la que pertenecería Australia y nuestro país, y por ende el grado de tolerancia de los taxa que conforman los humedales en Australia son diferentes a los que conforman los humedales costeros en Perú, sería muy útil contar

con una lista de los grados de tolerancia de los taxa que conforman no solo los humedales costeros sino también otros ecosistemas acuáticos de importancia ambiental y ecológica, como ríos, quebradas, etc.

El análisis de los índices biológicos de integridad (IBI's) mostró que el índice que mejor se adaptaría a las condiciones ambientales de las estaciones de muestreo durante las dos épocas de estudio es el IIBLI, propuesto por Peralta (2007) para lagos interdunarios en México. Se observó una correlación regular y poco significativa (0.323) con la valoración ambiental de Moss (2006) en febrero y en agosto (0.308). Estos resultados podrían mejorar si se calibran o estandarizan los rangos de cada ítem considerado en el IIBLI para determinar la calidad ambiental en los humedales de Villa, y ecosistemas similares.

El WWMI (USEPA 2004) mostró una correlación alta y significativa (0.510) con la valoración ambiental de Moss (2006) en agosto. Esto se explicaría por lo expuesto anteriormente en relación a la temporalidad en los humedales de Villa, lo cual hace que estos índices no sean aplicables integramente, sino para una determinada época de estudio. Estos resultados podrían mejorar si se calibran o estandarizan los rangos de cada ítem del WWMI para determinar la calidad ambiental en los humedales de Villa, y ecosistemas similares.

El IBI no mostró los resultados esperados, esto se debería principalmente a que los taxa que intervienen en el cálculo de este índice no estarían distribuidos en nuestro país, ya que este índice se desarrolló para humedales de Norte América. Estos resultados podrían mejorar si se calibran o estandarizan los rangos de cada ítem y los grupos que intervienen en el cálculo del IBI para determinar la calidad ambiental en los humedales de Villa, y ecosistemas similares.

Analizando la calidad ambiental de las lagunas a partir de las siete métricas de bioindicación, en febrero destacan los índices H', BMWP/Col, ASPT, IBI y WWMI y en agosto solo los índices BMWP/Col, ASPT e IBI, por tener mayor correlación con la valoración ambiental de Moss (2006). En febrero funcionan más métricas que determinan la calidad ambiental, debido a que es la época de mayor estabilidad ambiental entonces los índices no se ven afectados por el factor hidrológico, sin embargo esto no ocurre en agosto donde las lagunas pequeñas (Sur y Marvilla) disminuyen sus parámetros comunitarios debido al aumento del nivel de agua y no por sus condiciones ambientales. Entonces considerando solo a febrero, por ser la época de mayor estabilidad ambiental, los índices que mejor describirían la calidad ambiental en las estaciones de muestreo y las lagunas serían: H', BMWP/Col y ASPT.

Se debe destacar que en este trabajo se registro un mayor número de especies de insectos acuáticos en comparación a estudios previos, debido principalmente a la metodología de colecta utilizada. Los análisis estadísticos no paramétricos de Kruskal-Wallis y Wilcoxon-Mann-Whitney para la riqueza específica y la estructura comunitaria de insectos acuáticos (diversidad de Shannon-Wiener y Equidad de Pielou) y los análisis de Similitud (ANOSIM) y de agrupamiento utilizando el método no Paramétrico de Escalamiento Multidimensional (nMDS) determinaron diferencias significativas a nivel temporal y espacial de la comunidad de insectos acuáticos. Adicionalmente, el análisis de Similitud Porcentual (SIMPER) permitió identificar las especies que más influyen en la estructura comunitaria. Finalmente, según el análisis de correlación no paramétrico de Spearman entre la valoración ambiental de Moss y las siete métricas de bioindicación, los índices H', BMWP/Col y ASPT serían los más apropiados para determinar la calidad ambiental en los humedales de Villa, ya que demostraron su validez estadística para la época de mayor estabilidad ambiental (febrero).

8. CONCLUSIONES

En el presente estudio se analizaron 34 503 individuos, y se identificaron 53 especies de insectos acuáticos, agrupadas en 5 órdenes y 27 familias, siendo 22 especies nuevos registros para los humedales de Villa.

Las pruebas estadísticas no paramétricas de Kruskal-Wallis y Wilcoxon-Mann-Whitney para la riqueza específica y la estructura comunitaria de insectos acuáticos (diversidad de Shannon-Wiener y Equidad de Pielou) y los análisis de Similitud (ANOSIM) y de agrupamiento utilizando el método no Paramétrico de Escalamiento Multidimensional (nMDS) determinaron diferencias significativas a nivel temporal y espacial de la comunidad de insectos acuáticos.

La variación temporal en Villa se explica por la hidrología del humedal, siendo el nivel del agua en las lagunas el factor determinante. La época de menor nivel de agua (febrero) es la época de mayor estabilidad ambiental porque la riqueza, diversidad y equidad son significativamente mayores que en la época de mayor nivel de agua (agosto). La variación temporal es más marcada en las lagunas de menor tamaño (Sur y Marvilla). Al ser febrero la época de mayor estabilidad podría ser la mejor época para monitoreos ambientales.

La variación espacial en Villa se explica por el tamaño de las lagunas, donde la laguna Principal posee el mayor tamaño y por lo tanto mayor equilibrio ambiental, registrando los valores más altos de riqueza y diversidad, en comparación a las lagunas pequeñas (Sur y Marvilla), en donde la estructura comunitaria de insectos acuáticos se ve influenciada significativamente por la heterogeneidad espacial.

El análisis de Similitud Porcentual (SIMPER) permitió identificar las especies que más influyen en la estructura comunitaria de los insectos acuáticos en Villa, destacando *Paraplea puella* como especie sensible, *Callibaetis* sp.1, *Brachymesia* sp.1, *Mesovelina mulsanti* y *Psychoda* sp.1, destacan como especies indicadoras de buena calidad, *Ischnura capreola*, *Ischnura ramburii* y *Culicoides* sp.1, destacan como especies facultativas indicando un grado de tolerancia intermedio, por último *Larsia* sp.1, *Goeldichironomus holoprasinus*, *Goeldichironomus* sp.1 y *Parachironomus* sp.1 serían especies muy tolerantes.

Según el análisis de correlación no paramétrico de Spearman entre la valoración ambiental de Moss (2006) y las siete métricas de bioindicación propuestas, se concluye que los índices H' , BMWP/Col y ASPT serían los más apropiados para determinar la calidad ambiental en los humedales de Villa, ya que demostraron su validez estadística para la época de mayor estabilidad ambiental (febrero).

La estación de muestreo E-2 (laguna Principal) presentó los valores más altos de riqueza de especies ($S_{\text{Febrero}}=22.67$ y $S_{\text{Agosto}}=19.67$) e índice de diversidad Shannon-Wiener ($H'_{\text{Febrero}}=3.06$ y $H'_{\text{Agosto}}=2.35$), además presentó el mejor estado de conservación para los humedales de Villa según la valoración ambiental de Moss (V.A.=Buena) y los índices H' ($H'_{\text{Febrero}}=$ Limpio) BMWP/Col ($\text{BMWP/Col}_{\text{Febrero}}=$ Aceptable) y ASPT ($\text{ASPT}_{\text{Febrero}}=$ Bueno).

En el estudio se comprueba la hipótesis de trabajo, ya que los cambios en la estructura de la comunidad de insectos acuáticos, en respuesta a los cambios de su entorno abiótico, fueron detectados por los parámetros comunitarios y las métricas de bioindicación, para monitorear la calidad ambiental de los humedales de Villa.

9. RECOMENDACIONES

Probar la validez del uso de la entomofauna acuática y del índice BMWP/Col en otros humedales costeros de nuestro país, con el objetivo de diseñar una herramienta que ayude en los proyectos de conservación de ecosistemas tan frágiles como son los humedales.

Calibrar o estandarizar los grados de tolerancia de las familias, géneros e incluso especies de insectos acuáticos en nuestro país, y desarrollar métricas de bioindicación propias para nuestros ecosistemas acuáticos.

Realizar estudios de ciclos biológicos de insectos acuáticos que habitan los humedales de Villa, para contribuir con la identificación a nivel específico y analizar la dinámica poblacional de especies consideradas claves para este ecosistema.

Tomar mediciones físicoquímicas y microbiológicas del agua de los humedales de Villa, de forma permanente para obtener datos históricos y complementar los estudios de la comunidad de insectos acuáticos.

Seguir con los estudios taxonómicos y ecológicos en los humedales, y contribuir en el conocimiento de nuestra fauna.

Promover la educación ambiental en las personas y autoridades que viven en zonas donde existen ecosistemas tan importantes y sensibles como los humedales.

10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alba J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA). Vol. II. 203-213.

Arana C. 1998. Relaciones fitogeográficas de la flora vascular de los pantanos de Villa. En: Cano A. y K.R. Young (Eds.). Los Pantanos de Villa. Biología y Conservación. Serie de Divulgación N° 11. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. 163-180.

Blancas H. 1976. Algunos aspectos bio-ecológicos de los Insectos Acuáticos de Villa y alrededores. Tesis, Bachiller en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Borkent A. and G.R. Spinelli. 2007. Neotropical Ceratopogonidae (Diptera: Insecta). In: Adis J., J.R. Arias, G. Rueda and K.M. Wantzen (Eds.): Aquatic Biodiversity in Latin America (ABLA). Vol. 4. Pensoft, Sofia, Moscow.

Boorman L.A., G. Londo and E. Van der Maarel. 1997. Communities of dune slacks. 275-295. In: E. Van der Maarel (Eds). Dry coastal ecosystems, general aspects. Elsevier. Amsterdam. 734 pp.

Brower J.E. and J.H. Zar. 1984. Field and laboratory methods for General Ecology. Wm. C. Brown Co. Dubuque, Iowa. 226 pp.

Brown K. 1997. Diversity, disturbance and sustainable use of neotropical forest: insects as indicators for conservation monitoring. Journal of Insect Conservation 1: 25-42.

Cairos J.Jr., P.V. McCormick and B.R. Niederlehner. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystems health. *Hydrobiologia* 263: 1-44.

Cano A., M.I. La Torre, B. León, K.R. Young, J. Roque y M. Arakaki. 1998. Estudio comparativo de la flora vascular de los principales humedales de la zona costera del departamento de Lima, Perú. 181-190. En: Cano A. y K.R. Young (Eds.). *Los Pantanos de Villa. Biología y Conservación. Serie de Divulgación N° 11*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Castro E., O. Huamán y H. Ortega. 1998. Ictiofauna de los Pantanos de Villa: composición, abundancia y aspectos ecológicos. 75-84. En: Cano A. y K.R. Young (Eds.). *Los Pantanos de Villa. Biología y Conservación. Serie de Divulgación N° 11*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Cirujano S., O. Soriano, J. Velasco, A. García, M. Álvarez y M. Moreno. 2003. Estudio de la flora acuática y la fauna bentónica y nectónica del Parque Periférico de Salburua (Vitoria). Centro de Estudios Ambientales, Ingurugiro Galetarako Ikastegia. Vitoria-Gasteiz.

Connell J.H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.

Correa F., R. Rivera, J. Urrutia, P. De los Ríos, A. Contreras y F. Encina. 2010. Efectos de una zona urbana sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un ecosistema fluvial del sur de Chile. *Limnetica* 29(2): 183-194.

Davis J.A., P.A. Horwitz, R. Norris, B. Chessman, M. McGuire, B. Sommer, and K.M. Trayler. 1999. Wetland bioassessment manual (macroinvertebrates). National Wetlands Research and Development Program, LWRRDC/EA, Canberra.

Dejaux C. y A. Ittis. 1991. El lago Titicaca. Síntesis del conocimiento limnológico actual. ORSTOM y HISBOL.

Deliz K. 2005. Water quality assessment of a tropical freshwater marsh using aquatic insects. Thesis, Master of Science in Biology. University of Puerto Rico.

Domínguez E., C. Molineri, M.L. Pescador, M.D. Hubbard and C. Nieto. 2006. Ephemeroptera of South America. In: Adis J., J.R. Arias, G. Rueda and K.M. Wantzen (Eds.): Aquatic Biodiversity in Latin America (ABLA). Vol. 2. Pensoft, Sofia, Moscow.

Domínguez E. y H. Fernández. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología. Primera edición. Fundación Miguel Lillo. Tucumán. Argentina.

Duárez J. 1998. Composición y riqueza de arañas (Arachnida: Araneae) en los Pantanos de Villa. 105-116. En: Cano A. y K.R. Young (Eds.). Los Pantanos de Villa. Biología y Conservación. Serie de Divulgación N° 11. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Epler J.H. 2001. Identification Manual for the Larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. North Carolina Department of Environment and Natural Resources Division of Water Quality.

Fernández H.R. y E. Domínguez. 2001. Guía para la Identificación de los Artrópodos Bentónicos Sudamericanos. Serie: Investigaciones de la UNT. Subserie: Ciencias Exactas y Naturales. Editorial Universitaria de Tucumán, Argentina.

Fernández L.A. and M.L. López Ruf. 2006. Aquatic Coleoptera and Heteroptera inhabiting waterbodies from Berisso, Buenos Aires province, Argentina. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 54 (1): 139-148.

Figuerola R., C. Valdovinos, E. Araya y O. Parra. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 275-285.

Fontanarrosa M.S., P.L.M. Torres y M.C. Michat. 2004. Comunidades de insectos acuáticos de charcos temporarios y lagunas en la ciudad de Buenos Aires (Argentina). *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 63 (3-4): 55-65.

Gallego J.B., M.R. García and F. García. 1999. Small wetlands lost: a biological conservation hazard in Mediterranean landscapes. *Environmental Conservation* 26 (3): 190-199.

Galbrand C., I.G. Lemieux, A.E. Ghaly, R. Côté and M. Verma. 2007. Assessment of Constructed Wetland Biological Integrity Using Aquatic Macroinvertebrates. *OnLine Journal of Biological Sciences* 7 (2): 52-65.

García A.I., G.R. Vivar, M.J. Quezada y P.M. Huamán. 1996. Insectos acuáticos biorreguladores de larvas de mosquito presentes en los Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Revista Cubana de Medicina Tropical* 48: 227-228.

Gernes M.C. and J.C. Helgen. 2002. Indexes of Biological Integrity (IBI) for Large Depressional Wetlands in Minnesota. Minnesota Pollution Control Agency- Biological Monitoring Program- Environmental Outcomes Division.

Good R.E., D. F. Whigham and R. L. Simpson. 1978. Freshwater wetlands: ecological processes and management potential. Academic Press, New York.

Grubh A.R. and W.J. Mitsch. 2004. Distribution and abundance of macroinvertebrates in created wetland ecosystems. 105-116. In: W.J. Mitsch, L. Zhang and C. Tuttle (Eds). Olentangy River Wetland Research Park Annual Report. Ohio State University, Columbus, Ohio.

Guillén G., E. Morales y R. Severino. 2003. Adiciones a la fauna de Protozoarios de los Pantanos de Villa, Lima, Perú. Revista Peruana de Biología. 10(2): 175-182.

Heckman C.W. 2006. Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata-Anisoptera. Illustrated Keys to Known Families, Genera and Species in South America. Springer. Dordrecht, The Netherlands.

Heckman C.W. 2008. Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata-Zygoptera. Illustrated Keys to Known Families, Genera and Species in South America. Springer. Dordrecht, The Netherlands.

Heckman C.W. 2011. Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Hemiptera-Heteroptera. Illustrated Keys to Known Families, Genera and Species in South America. Springer. Dordrecht, The Netherlands.

Hungerford H.B. 1948. The Corixidae of the Western Hemisphere (Hemiptera). The University of Kansas Science Bulletin. Vol. XXXII. Kansas. U.S.A.

Iannacone J. y L. Alvarino. 2007. Diversidad y Abundancia de Comunidades Zooplanctónicas Litorales del Humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú. Gayana 71(1): 49-65.

INRENA 1998. Plan Maestro del Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa. Resolución Jefatural N° 066-98-INRENA. Lima, Perú.

Karr J.R. and W.E. Chu. 1999. Restoring Life in Running Waters. Better Biological Monitoring. Island Press. Washington, D. C. 209 pp.

Leibowitz S.G. 2003. Isolated wetlands and their functions: An ecological perspective. Wetlands 23 (3): 517-531.

Lepori F. and N. Hjert 2006. Disturbance and Aquatic Biodiversity: Reconciling Contrasting Views. BioScience. Vol 56. N° 10.

López Ruf, M. L., Mazzucconi, S. y Bachmann, A. O. 2003. Heteroptera Acuáticos y Semiacuáticos del Parque Nacional Mburucuyá (Provincia de Corrientes, Argentina). Rev. Soc. Entomol. Argent. 62 (1-2): 65-71.

MacArthur R.H. and E.O Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press. United States of America.

Mazzucconi S.A., M.L. López Ruf y A.O. Bachmann. 2009. Hemiptera-Heteroptera: Gerromorpha y Nepomorpha. 167-231. En: Domínguez E. y H. Fernández (Eds.)

Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos: Sistemática y Biología. Ed. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina.

Melo A.S. y L.U. Hepp. 2008. Ferramentas Estadísticas para Análisis de dados provenientes de Biomonitoramento. Oecol. Bras. 12(3): 463-486.

Merritt R.W., K.W. Cummins and M.B. Berg. 2008. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Fourth edition. Kendall/Hunt Publishing Company. United States of America.

Millán A., J.L. Moreno y J. Velasco. 2001. Estudio faunístico y ecológico de los coleópteros y heterópteros acuáticos de las lagunas de Albacete (Alboraj, Los Patos, Ojos de Villaverde, Ontalafia y Pétrola). SABUCO. Revista de estudios albacetenses. N° 1.: 43-94.

MINAG/INRENA. 1996. Estrategia Nacional para la Conservación de Humedales en el Perú. Ministerio de Agricultura, Instituto Nacional de Recursos Naturales, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza-UICN. Programa de Conservación y Desarrollo Sostenido de Humedales. Perú. Primera Edición. Perú.

Ministerio del Ambiente (MINAM). 2008. Aprueban los estándares nacionales de calidad ambiental para agua. Decreto Supremo 002-2008-MINAM.

Montoya H. 1998. La diversidad de las algas y sus roles en el ecosistema. 21-40. En: Cano A. y K.R. Young (Eds.). Los Pantanos de Villa. Biología y Conservación. Serie de Divulgación N° 11. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Moreno C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis SEA. Sociedad Entomológica Aragonesa Ed. Madrid, España.

Moss R. 2006. Guía de identificación y manejo para humedales en propiedades privadas en Costa Rica. Costa Rica.

Muzón J., G.R. Spinelli, P. Pessacq, N. Von Ellenrieder, A.L. Estevez, P.I. Marino, P.J. Pérez, E. Angrisano, F. Díaz, L. Fernández, S. Mazzucconi, G. Rossi y O. Salomón. 2005. Insectos acuáticos de la Meseta del Somuncura, Patagonia, Argentina. Inventario preliminar. Rev. Soc. Entomol. Argent. 64 (3-4): 47-67.

Muzón J., N. Von Ellenrieder, P. Pessacq, F. Lozano, A. Garré, J. Lambruschini, L. Ramos and M.S. Weigel. 2008. Odonata from Iberá Wetlands (Corrientes, Argentina): preliminary inventory and biodiversity. Rev. Soc. Entomol. Argent. 67 (1-2): 59-67.

Nessimian J.L. 1995. Composição da fauna de invertebrados bentônicos em um brejo entre dunas no litoral do estado do Rio de Janeiro, Brasil. Acta Limnologica Brasiliensia. Vol. VII: 41-59.

Pautrat L. y J.C. Riveros. 1998. Evaluación de la avifauna de los Pantanos de Villa, Lima. En: Cano A. y K.R. Young (Eds.). Los Pantanos de Villa. Biología y Conservación. Serie de Divulgación N° 11. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. 85-104.

Peralta L. 2007. Diseño de un Índice de Integridad Biótica para los lagos interdunarios de la Región Costera Central del Estado de Veracruz, México. Tesis Doctoral. Instituto de Ecología A. C. Veracruz, México.

Perkins P.D. 1980. Aquatic beetles of the family Hydraenidae in the Western Hemisphere: classification, biogeography and inferred phylogeny (Insecta: Coleoptera). Quaestiones Entomologicae, 16: 3-554.

Pip E. 1986. A study of pond colonization by freshwater molluscs. Journal of Molluscan Studies 52: 214-224.

Poi de Neiff A. y J.J. Neiff. 2006. Riqueza de especies y similaridad de los invertebrados que viven en plantas flotantes de la planicie de inundación del río Paraná (Argentina). Interciencia Vol. 31 N° 3: 220-225.

ProNaturaleza. 2010. Documento Base para la Elaboración de una Estrategia de Conservación de los Humedales de la Costa Peruana. Primera edición. Conservación Internacional y RAMSAR.

Ramírez W. y Cano A. 2010. Estado de la diversidad de la flora vascular de los Pantanos de Villa (Lima - Perú). Revista Peruana de Biología. 17(1): 111-114.

Ricciardi A., R.J. Neves and J.B. Rasmussen. 1998. Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. Journal of Animal Ecology 67: 613-619.

Rizo F. y F.A. Trama. 2008. Contaminantes agrícolas y sus efectos sobre la vida silvestre en arrozales de Costa Rica. En: De la Balze V.M. y D.E. Blanco (Eds.). Primer taller para la Conservación de Aves Playeras Migratorias en Arroceras del Cono Sur. Wetlands International. Buenos Aires, Argentina.

Rizo F., A.S. Domingo y F.A. Trama. 2011. Evaluación de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad de agua en arrozceras bajo riego en el noreste de Argentina. En: Blanco D.E. y V.M. De la Balze (Eds.). Conservación de los recursos acuáticos y la biodiversidad en arrozceras del noreste de Argentina. Fundación Humedales/ Wetlands International. Buenos Aires, Argentina.

Roldán G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/ Col. Primera Edición. Editorial Universidad de Antioquia. Colombia.

Rosenberg D.M., V.H. Resh and R.S. King. 2008. Use of Aquatic Insects in Biomonitoring. In: Merritt R.W., K.W. Cummins and M.B Berg (Eds.). An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company. United States of America.

Sarmiento L., y M.E. Morales. 1998. Protozoarios, turbelarios y nematodos de los Pantanos de Villa, Lima, Perú: su importancia en el ecosistema. 41-54. En: Cano A. y K.R. Young (Eds.). Los Pantanos de Villa. Biología y Conservación. Serie de Divulgación N° 11. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Schnack J.A., F.O. De Francesco, U.R. Colado, M.L. Novoa y E.J. Schnack. 2000. Humedales antrópicos: su contribución para la conservación de la biodiversidad en los dominios subtropical y pampásico de la Argentina. Ecología Austral. 10: 63-80.

Segnini S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. Sociedad Venezolana de Ecología. ECOTROPICOS 16(2):45-63.

Smith R. y T. Smith. 2001. Ecología. Cuarta edición. Pearson educación S.A. Madrid, España. 642pp.

Shoobridge D. 2005. Perfil de Área Protegida, Perú. Zona Reservada Pantanos de Villa. Parks Watch

Summerville K., L. Ritter and C. Thomas. 2004. Forest moth taxa indicators of lepidopteran richness and habitat disturbance: a preliminary assessment. *Biological Conservation* 116: 9-18.

Tiner R.W. 2003. Geographically isolated wetlands in the United States. *Wetlands* 23: 494-516

Torres P.L.M., S.A. Mazzucconi y M.C. Michat. 2007. Los coleópteros y heterópteros acuáticos del Parque Nacional El Palmar (Provincia de Entre Ríos, Argentina): lista faunística, diversidad y distribución. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 66 (3-4): 127-154.

Torres P.L.M., S.A. Mazzucconi, M.C. Michat y A.O. Bachmann. 2008. Los coleópteros y heterópteros acuáticos del Parque Nacional Calilegua (Provincia de Jujuy, Argentina). *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 67 (1-2): 127-144

USEPA. 2002. Methods for Evaluating Wetland Condition: Developing Metrics and Indexes of Biological Integrity. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-822-R-02-016.

USEPA. 2004. Field Testing the Wisconsin Depressional Wetland Macroinvertebrate and Plant Indices of Biological Integrity for Application by Trained Volunteers. Final Report to the USEPA Region V. Wisconsin Department of Natural Resources. U.S.A.

Villagrán R., M. Aguayo, L. Parra y A. González. 2006. Relación entre características del hábitat y estructura del ensamble de insectos en humedales palustres urbanos del Centro-Sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 79: 195-211.

Vivar R., H. Larrea, P. Huaman, M. Yong and G. Perera. 1996. Some ecological aspects of the freshwater molluscan fauna of Pantanos de Villa, Lima, Peru. *Malacology Review* 29: 65-68.

Vizcardo C.M. 2009. Comunidad de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad ambiental de los humedales de Ventanilla, Callao. Tesis, Título de Profesional de Biología. Universidad Nacional Agraria La Molina.

Wantzen K.M. y G. Rueda. 2009. Técnicas de muestreo de Macroinvertebrados bentónicos. 17-40. En: Domínguez E. y H. Fernández (Eds.) *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos: Sistemática y Biología*. Ed. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina.

Wetzel R.G. 1981. *Limnología*. Editorial Omega S.A. Barcelona, España. 679 pp.

Young K.R. 1998. El Ecosistema. 3-20. En: Cano A. y K.R. Young (Eds.) *Los Pantanos de Villa. Biología y Conservación*. Serie de Divulgación N° 11. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Zilli F., M. Marchese and A. Paggi. 2009. Life Cycle of *Goeldichironomus holoprasinus* Goeldi (Diptera: Chironomidae) in Laboratory. *Neotropical Entomology* 38(4):472-476.

11. ANEXOS

Anexo 1. Matriz de valoración ambiental propuesto por Moss (2006).

COMPONENTE	CATEGORIAS	VALORACIÓN	VALOR
Componente geográfico 250 puntos	Tamaño Puntaje máximo 50	Pequeño (< 10 Ha) Mediano (10 Ha – 100 Ha) Grande (>100 Ha)	1 – 10 11 – 25 26 – 50
	Condición del humedal Puntaje máximo 100	Muy alterado Medianamente alterado Poco alterado No alterado	1 – 20 21 – 40 41 – 70 71 – 100
	Representatividad del tipo de humedal Puntaje máximo 100	1 2 – 4 > 4	100 26 – 75 1 – 25
Componente hidrológico 250 puntos	Condición hídrica Puntaje máximo 100	Permanente Temporal	100 50
	Contaminación Puntaje máximo 150	Muy contaminado Poco contaminado No contaminado	1 50 – 100 150
Componente biológico 300 puntos	Diversidad de ecosistemas (Número de comunidades vegetales) Puntaje máximo 50	Muy diverso Diverso Poco diverso	50 25 10
	Sitios de reproducción, alimentación, crianza o refugio Puntaje máximo 50	Muy importante Importante Poco importante	50 25 10
	Sitios para especies migratorias Puntaje máximo 50	Muy importante Importante Poco importante	50 25 10
	Sitios para especies raras, vulnerables, en peligro o amenazadas Puntaje máximo 50	Muy importante Importante Poco importante	50 25 10
	Presencia de especies endémicas Puntaje máximo 50	Muy importante Sin importancia	10 – 50 1
	Conectividad espacial Puntaje máximo 50	Continua Discontinua Aislada	50 25 1
Componente social económico 200 puntos	Bienes y servicios - Abastecimiento de agua potable (0 – 15) - Plantas silvestres comerciales (0 – 10) - Fauna comercial (0 – 10) - Pesquería (0 – 15) - Abrevadero y riego (0 – 10) Puntaje máximo 60	Muy importante Importante Poco importante	50 – 60 25 – 49 1 – 10

	Valor ecoturístico (actual o potencial) - Caminatas (0 – 5) - Contemplación del paisaje (0 – 20) - Paseos en bote (0 – 10) - Pesca recreativa (0 – 10) - Observatorio de aves (0 – 15) Puntaje máximo 60	Muy importante Importante Poco importante	60 25 – 50 1 – 10
	Investigación / educación - Condiciones - Facilidades para investigación Puntaje máximo 30	Adecuadas Aceptables Inexistentes	30 15 1
	Tenencia de la tierra Puntaje máximo 50	Tierras estatales Tierras privadas Tierras mixtas	50 1 25

Anexo 2. Escala de valoración ambiental propuesto por Moss (2006).

Valoración de los Componentes	
Puntaje	Valor
0-250	Pobre
251-500	Regular
501-750	Bueno
750-1000	Muy Bueno

Anexo 3. Composición y abundancia de la entomofauna acuática por lagunas y estaciones de muestreo en los Humedales de Villa (Lima, Perú).

Época de menor nivel del agua (febrero, 2010).

	ESTACIONES DE MUESTREO												
LAGUNA	PRINCIPAL					LAS DELICIAS			SUR		MARVILLA		
ESPECIE	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5	E-6	E-7	E-8	E-9	E-10	E-11	E-12	TOTAL
EPHEMEROPTERA													
Baetidae													
<i>Callibaetis</i> sp. 1	3	14	8	11	4	12			7	1	1		61
ODONATA													
Coenagrionidae													
<i>Ischnura capreola</i>	73	44	13	28	38	13	7	20	613	8	45	9	911
<i>Ischnura ramburii</i>	49	24	50	49	40	17	7	17	461	14	18	13	759
Libellulidae													
<i>Brachymesia</i> sp. 1	14	4				2	1	27			1		49
<i>Erythrodiplax</i> sp. 1					2				73				75
Aeshnidae													
<i>Rhionaeschna</i> sp. 1	2	3	1						18			1	25
<i>Rhionaeschna</i> sp. 2		3					3		6			1	13
HEMIPTERA													
Mesoveliidae													
<i>Mesovelia mulsanti</i>	19	14	9	152		1	2	1	43	40		1	282
Hydrometridae													
<i>Hydrometra argentina</i>		1		2			1						4
Veliidae													
<i>Microvelia</i> sp. 1		1		14				2	11				28
<i>Platyvelia</i> sp. 1		1	18		4		1	1	1	11	2		40
Gerridae													
<i>Limnogonus profugus</i>			5	17								1	23
Belostomatidae													
<i>Belostoma asiaticum</i>	10	8	16	18	32		1				4	2	91
Corixidae													
<i>Trichocorixa reticulata</i>								1		33			34
Notonectidae													
<i>Buenoa absidata</i>		1					1		1				3
Pleidae													
<i>Paraplea puella</i>	49	105	289	116	194				18	4	10	1	786
DIPTERA													
Chironomidae													
<i>Larsia</i> sp. 1	458	191	204	278	258	42	65	243	1962	8	1		3710
Tanypodinae 1										167			167
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	97	274	115	321	189	36	55	5	48	1	1	1	1143
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	158	235	108	160	227	74	43	1	163	44	4		1217
<i>Parachironomus</i> sp. 1	33	39	86	109	82	52	8		14		13		436
Ceratopogonidae													
<i>Atrichopogon</i> sp. 1		3	2			1							6
<i>Culicoides</i> sp. 1		1			5		2	7	533	1			549
<i>Bezzia</i> sp. 1								2	8	16			26
Culicidae													
<i>Anopheles</i> sp. 1			1	4					37				42
<i>Culex</i> sp. 1		6					5	1	1				13

<i>Aedes</i> sp. 1	3												3	
Psychodidae														
<i>Psychoda</i> sp. 1	2	8	16	6	11				1	58	12	15	129	
Tipulidae														
Tipulidae 1									2					2
Rhagionidae														
Rhagionidae 1	2				3	1					1	1	8	
Stratiomyidae														
<i>Odontomyia</i> sp. 1	79	48	3	6	21	10	24	154	13	5	4		367	
<i>Odontomyia</i> sp. 2	7													7
Tabanidae														
Tabanidae 1								3	1					5
Dolichopodidae														
Dolichopodidae 1					2	1	1				1			5
Syrphidae														
<i>Eristalis</i> sp. 1									4					4
Syrphidae sp. 1	2				7									9
Ephydriidae														
<i>Dimecoenia</i> sp. 1									55					55
COLEOPTERA														
Dytiscidae														
<i>Celina</i> sp.1	7				14								21	
<i>Desmopachria</i> sp. 1	7	1	5			1	14						28	
<i>Liodessus</i> sp. 1	5	1	2			1	3		6	3			21	
<i>Megadytes marginithorax</i>	3	2			7	2			1				15	
<i>Rhantus</i> sp. 1								1						1
Hydrophilidae														
<i>Paracymus</i> sp. 1	1							3		3			7	
<i>Tropisternus lateralis</i>						1	18		14				33	
<i>Enochrus</i> sp. 1	2	10				4	7	5	17	4	13	62		
<i>Enochrus</i> sp. 2	10		4	17	2				2	10	2	9	56	
Hydraenidae														
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	1		3				4		3	1	9	21		
<i>Ochthebius batesoni</i>	1	1				1			2	2	2	9		
<i>Hydraena</i> sp. 1											1	2	3	
Scirtidae														
<i>Scirtes</i> sp. 1	12					1								13
RIQUEZA	16	34	22	20	20	15	20	21	31	24	19	19	50	
ABUNDANCIA	1054	1084	947	1322	1123	265	238	368	4279	479	127	91	11377	

Anexo 4. Composición y abundancia de la entomofauna acuática por lagunas y
estaciones de muestreo en los Humedales de Villa (Lima, Perú).

Época de mayor nivel del agua (agosto, 2010).

	ESTACIONES DE MUESTREO												
	PRINCIPAL					LAS DELICIAS			SUR		MARVILLA		
ESPECIE	E-1	E-2	E-3	E-4	E-5	E-6	E-7	E-8	E-9	E-10	E-11	E-12	TOTAL
EPEHEMEROPTERA													
Baetidae													
<i>Callibaetis</i> sp. 1	141	4	117	26	77	45	6	9				1	426
ODONATA													
Coenagrionidae													
<i>Ischnura capreola</i>	191	26	30	48	38	138		7	17	7	107	8	617
<i>Ischnura ramburii</i>	191	34	88	38	33	96	7	14	10	6	52	23	592
Libellulidae													
<i>Brachymesia</i> sp. 1	12	31	3			24		8					78
<i>Dythemis</i> sp. 1						4							4
<i>Erythrodiplax</i> sp.1				1		3		7	7				18
Aeshnidae													
<i>Rhionaeschna</i> sp. 1	2			3				1	1		1		8
<i>Rhionaeschna</i> sp. 2	1	5	5		2	20	4	1					38
HEMIPTERA													
Mesoveliidae													
<i>Mesovelia mulsanti</i>		5		87	1		2		4	1			100
Hydrometridae													
<i>Hydrometra argentina</i>				40	2								42
Veliidae													
<i>Microvelia</i> sp. 1				31				1	2				34
<i>Platyvelia</i> sp. 1			2		1								3
Gerridae													
<i>Limnogonus profugus</i>			2	7	5							1	15
Belostomatidae													
<i>Belostoma asiaticum</i>		2	2	7	1								12
Corixidae													
<i>Trichocorixa reticulata</i>		4								48			52
Notonectidae													
<i>Buenoa absidata</i>	1		2										3
Pleidae													
<i>Paraplea puella</i>	9	22	46	17	14				2				110
DIPTERA													
Chironomidae													
<i>Larsia</i> sp.	1351	660	1093	183	686	278	47	253		64			4615
Tanypodinae 1										2		1	3
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	3450	883	1057	930	1261	292	21	50		3		7	7954
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	2629	634	666	788	1086	310	26	5		8		5	6157
<i>Parachironomus</i> sp. 1	759	47	215	143	421	252	1			3			1841
Ceratopogonidae													
<i>Forcipomyia</i> sp. 1		6	1	6									13
<i>Atrichopogon</i> sp. 1	1	2	1	5	23								32
<i>Culicoides</i> sp. 1		3		1	2		2	9					17
<i>Bezzia</i> sp. 1						4	4			30			38
Culicidae													

<i>Culex</i> sp. 1		2					1					3
Psychodidae												
<i>Psychoda</i> sp. 1	13	2	10	10		3			21			59
Rhagionidae												
Rhagionidae 1						1						1
Stratiomyidae												
<i>Odontomyia</i> sp. 1	18	13	2	4	8		11	6			1	64
<i>Odontomyia</i> sp. 2		1										1
Dolichopodidae												
Dolichopodidae 1				1								1
Ephydriidae												
<i>Dimecoenia</i> sp. 1							3					3
COLEOPTERA												
Dytiscidae												
<i>Celina</i> sp.1	1	6					2					9
<i>Desmopachria</i> sp. 1		16			14		2					32
<i>Liodessus</i> sp. 1		3	1	1					2	3		10
<i>Megadytes marginithorax</i>		3			3							6
<i>Rhantus</i> sp. 1		1										1
Hydrophilidae												
<i>Paracymus</i> sp. 1							1					1
<i>Oocyclus</i> sp. 1						1						1
<i>Tropisternus lateralis</i>									9	1		10
<i>Enochrus</i> sp. 1	1	30	1	6	8		1					47
<i>Enochrus</i> sp. 2	1	30		5			6	9				51
Hydraenidae												
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>		1							3			4
RIQUEZA	18	28	20	24	20	15	17	15	10	13	4	44
ABUNDANCIA	8772	2476	3344	2388	3686	1471	146	381	57	197	161	23126

Anexo 5. Prueba de Kruskal- Wallis para la Riqueza de Especies por estaciones de muestreo. Febrero y agosto de 2010.

	RIQUEZA (FEBRERO)	RIQUEZA (AGOSTO)
Chi-cuadrado	25.192	30.377
gl	11	11
Sig. asintót.	0.009	0.001

Anexo 6. Prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney para la Riqueza de Especies.

Febrero y agosto de 2010.

	RIQUEZA
U de Mann-Whitney	383.500
W de Wilcoxon	1049.500
Z	2.988
Sig. asintót. (bilateral)	0.003

Anexo 7. Prueba de Kruskal- Wallis para la Abundancia de individuos por estaciones de muestreo. Febrero y agosto de 2010.

	ABUNDANCIA (FEBRERO)	ABUNDANCIA (AGOSTO)
Chi-cuadrado	24.949	32.502
gl	11	11
Sig. asintót.	0.009	0.001

Anexo 8. Prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney para la Abundancia de individuos.

Febrero y agosto de 2010.

	ABUNDANCIA
U de Mann-Whitney	585.000
W de Wilcoxon	1251.000
Z	0.710
Sig. asintót. (bilateral)	0.478

Anexo 9. Prueba de Kruskal-Wallis para el Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') por estaciones de muestreo. Febrero y agosto de 2010.

	DIVERSIDAD (FEBRERO)	DIVERSIDAD (AGOSTO)
Chi-cuadrado	11.486	22.088
gl	11	11
Sig. asintót.	0.403	0.024

Anexo 10. Prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney para el Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H'). Febrero y agosto de 2010.

	DIVERSIDAD
U de Mann-Whitney	197.000
W de Wilcoxon	863.000
Z	5.079
Sig. asintót. (bilateral)	0.000

Anexo 11. Prueba de Kruskal-Wallis para el Índice de Equidad de Pielou (J') por estaciones de muestreo. Febrero y agosto de 2010.

	PIELOU (FEBRERO)	PIELOU (AGOSTO)
Chi-cuadrado	21.324	18.087
gl	11	11
Sig. asintót.	0.030	0.080

Anexo 12. Prueba de Wilcoxon-Mann-Whitney para el Índice de Equidad de Pielou (J'). Febrero y agosto de 2010.

	PIELOU
U de Mann-Whitney	450.000
W de Wilcoxon	1116.000
Z	2.230
Sig. asintót. (bilateral)	0.026

Anexo 13. Análisis SIMPER. Disimilitud de las estaciones de muestreo durante la época de menor nivel del agua (febrero 2010).

Disimilaridad = 36.58%	E1FEB	E2FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	152.67	63.67	34.14	34.14
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	32.33	91.33	22.63	56.78
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	52.67	78.33	9.85	66.62
<i>Paraplea puella</i>	16.33	35	7.16	73.79
Disimilaridad = 42.13%	E1FEB	E3FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	152.67	68	30.13	30.13
<i>Paraplea puella</i>	16.33	96.33	28.47	58.6
<i>Odontomyia</i> sp. 1	26.33	1	9.02	67.62
<i>Ischnura capreola</i>	24.33	4.33	7.12	74.73
Disimilaridad = 38.55%	E1FEB	E4FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	32.33	107	24.45	24.45
<i>Larsia</i> sp. 1	152.67	92.67	19.65	44.1
<i>Mesovelia mulsanti</i>	6.33	50.67	14.52	58.62
<i>Parachironomus</i> sp. 1	11	36.33	8.3	66.92
Disimilaridad = 35.05%	E1FEB	E5FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	152.67	86	26.21	26.21
<i>Paraplea puella</i>	16.33	64.67	19	45.22
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	32.33	63	12.06	57.27
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	52.67	75.67	9.04	66.32
Disimilaridad = 66.49%	E1FEB	E6FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	152.67	14	47.43	47.43
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	52.67	24.67	9.58	57.01
<i>Odontomyia</i> sp. 1	26.33	0	9.01	66.02
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	32.33	12	6.96	72.98
Disimilaridad = 68.89%	E1FEB	E7FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	152.67	21.67	44.16	44.16
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	52.67	14.33	12.92	57.08
<i>Odontomyia</i> sp. 1	26.33	3.33	7.75	64.83
<i>Ischnura capreola</i>	24.33	2.33	7.42	72.25
Disimilaridad = 53.87%	E1FEB	E8FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	152.67	81	28.07	28.07
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	52.67	0.33	20.5	48.56
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	32.33	1.67	12.01	60.57
<i>Odontomyia</i> sp. 1	26.33	8	7.18	67.75
Disimilaridad = 65.35	E1FEB	E9FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	152.67	654	43.16	43.16
<i>Ischnura capreola</i>	24.33	204.33	15.49	58.65
<i>Culicoides</i> sp. 1	0	177.67	15.29	73.95
<i>Ischnura ramburii</i>	16.33	153.67	11.82	85.77
Disimilaridad = 85.00%	E1FEB	E10FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	152.67	2.67	34.54	34.54
Tanypodinae 1	0	55.67	12.82	47.35
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	52.67	14.67	8.75	56.1
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	32.33	0.33	7.37	63.47
Disimilaridad = 82.22%	E1FEB	E11FEB		

Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	152.67	0.33	47.06	47.06
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	52.67	1.33	15.86	62.92
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	32.33	0.33	9.89	72.81
<i>Odontomyia</i> sp. 1	26.33	1.67	7.62	80.43
Disimilaridad = 93.89%	E1FEB	E12FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	152.67	0	42.6	42.6
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	52.67	0	14.7	57.3
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	32.33	0.33	8.93	66.23
<i>Odontomyia</i> sp. 1	26.33	1.33	6.98	73.21
Disimilaridad = 37.37%	E2FEB	E3FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Paraplea puella</i>	35	96.33	24.24	24.24
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	91.33	38.33	20.95	45.19
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	78.33	36	16.73	61.92
<i>Parachironomus</i> sp. 1	13	28.67	6.19	68.12
Disimilaridad = 27.10%	E2FEB	E4FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Mesovelia mulsanti</i>	4.67	50.67	21.17	21.17
<i>Larsia</i> sp. 1	63.67	92.67	13.34	34.51
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	78.33	53.33	11.5	46.01
<i>Parachironomus</i> sp. 1	13	36.33	10.74	56.75
Disimilaridad = 21.88%	E2FEB	E5FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Paraplea puella</i>	35	64.67	18.43	18.43
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	91.33	63	17.6	36.02
<i>Larsia</i> sp. 1	63.67	86	13.87	49.9
<i>Parachironomus</i> sp. 1	13	27.33	8.9	58.8
Disimilaridad = 64.42%	E2FEB	E6FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	91.33	12	27.39	27.39
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	78.33	24.67	18.53	45.91
<i>Larsia</i> sp. 1	63.67	14	17.15	63.06
<i>Paraplea puella</i>	35	0	12.08	75.14
Disimilaridad = 65.96%	E2FEB	E7FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	91.33	18.33	25.11	25.11
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	78.33	14.33	22.02	47.13
<i>Larsia</i> sp. 1	63.67	21.67	14.45	61.58
<i>Paraplea puella</i>	35	0	12.04	73.62
Disimilaridad = 61.85%	E2FEB	E8FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	91.33	1.67	29.96	29.96
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	78.33	0.33	26.06	56.01
<i>Paraplea puella</i>	35	0	11.69	67.71
<i>Larsia</i> sp. 1	63.67	81	5.79	73.5
Disimilaridad = 77.44%	E2FEB	E9FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	63.67	654	42.64	42.64
<i>Ischnura capreola</i>	14.67	204.33	13.7	56.34
<i>Culicoides</i> sp. 1	0.33	177.67	12.81	69.15
<i>Ischnura ramburii</i>	8	153.67	10.52	79.68
Disimilaridad = 82.21%	E2FEB	E10FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	91.33	0.33	21.25	21.25
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	78.33	14.67	14.86	36.11
<i>Larsia</i> sp. 1	63.67	2.67	14.24	50.35
Tanypodinae 1	0	55.67	13	63.35

Disimilaridad = 81.50%	E2FEB	E11FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	91.33	0.33	27.66	27.66
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	78.33	1.33	23.4	51.06
<i>Larsia</i> sp. 1	63.67	0.33	19.25	70.31
<i>Paraplea puella</i>	35	3.33	9.63	79.94
Disimilaridad = 89.96%	E2FEB	E12FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	91.33	0.33	25.83	25.83
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	78.33	0	22.23	48.06
<i>Larsia</i> sp. 1	63.67	0	18.07	66.13
<i>Paraplea puella</i>	35	0.33	9.84	75.97
Disimilaridad = 34.24%	E3FEB	E4FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	38.33	107	26.51	26.51
<i>Paraplea puella</i>	96.33	38.67	22.27	48.78
<i>Mesovelgia mulsanti</i>	3	50.67	18.4	67.18
<i>Larsia</i> sp. 1	68	92.67	9.52	76.71
Disimilaridad = 23.19%	E3FEB	E5FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	36	75.67	24.79	24.79
<i>Paraplea puella</i>	96.33	64.67	19.79	44.58
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	38.33	63	15.42	60
<i>Larsia</i> sp. 1	68	86	11.25	71.25
Disimilaridad = 58.09%	E3FEB	E6FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Paraplea puella</i>	96.33	0	41.05	41.05
<i>Larsia</i> sp. 1	68	14	23.01	64.06
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	38.33	12	11.22	75.28
<i>Parachironomus</i> sp. 1	28.67	17.33	4.83	80.11
Disimilaridad = 67.43%	E3FEB	E7FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Paraplea puella</i>	96.33	0	36.17	36.17
<i>Larsia</i> sp. 1	68	21.67	17.4	53.57
<i>Parachironomus</i> sp. 1	28.67	2.67	9.76	63.33
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	36	14.33	8.14	71.46
Disimilaridad = 62.74%	E3FEB	E8FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Paraplea puella</i>	96.33	0	35.03	35.03
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	38.33	1.67	13.33	48.36
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	36	0.33	12.97	61.33
<i>Parachironomus</i> sp. 1	28.67	0	10.42	71.76
Disimilaridad = 81.44%	E3FEB	E9FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	68	654	41.31	41.31
<i>Ischnura capreola</i>	4.33	204.33	14.1	55.4
<i>Culicoides</i> sp. 1	0	177.67	12.52	67.93
<i>Ischnura ramburii</i>	16.67	153.67	9.66	77.58
Disimilaridad = 83.31%	E3FEB	E10FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Paraplea puella</i>	96.33	1.33	23.99	23.99
<i>Larsia</i> sp. 1	68	2.67	16.5	40.49
<i>Tanypodinae</i> 1	0	55.67	14.06	54.55
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	38.33	0.33	9.6	64.14
Disimilaridad = 84.73%	E3FEB	E11FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Paraplea puella</i>	96.33	3.33	30.66	30.66
<i>Larsia</i> sp. 1	68	0.33	22.31	52.97
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	38.33	0.33	12.53	65.49

<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	36	1.33	11.43	76.92
Disimilaridad = 90.56%	E3FEB	E12FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Paraplea puella</i>	96.33	0.33	30.64	30.64
<i>Larsia</i> sp. 1	68	0	21.7	52.34
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	38.33	0.33	12.13	64.47
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	36	0	11.49	75.96
Disimilaridad = 25.40%	E4FEB	E5FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Mesovelgia mulsanti</i>	50.67	0	24.48	24.48
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	107	63	21.26	45.73
<i>Paraplea puella</i>	38.67	64.67	12.56	58.29
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	53.33	75.67	10.79	69.08
Disimilaridad = 67.61%	E4FEB	E6FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	107	12	26.56	26.56
<i>Larsia</i> sp. 1	92.67	14	21.99	48.56
<i>Mesovelgia mulsanti</i>	50.67	0.33	14.07	62.63
<i>Paraplea puella</i>	38.67	0	10.81	73.44
Disimilaridad = 74.87%	E4FEB	E7FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	107	18.33	22.77	22.77
<i>Larsia</i> sp. 1	92.67	21.67	18.24	41.01
<i>Mesovelgia mulsanti</i>	50.67	0.67	12.84	53.85
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	53.33	14.33	10.02	63.87
Disimilaridad = 64.97%	E4FEB	E8FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	107	1.67	28.78	28.78
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	53.33	0.33	14.48	43.26
<i>Mesovelgia mulsanti</i>	50.67	0.33	13.75	57.01
<i>Paraplea puella</i>	38.67	0	10.56	67.58
Disimilaridad = 76.00%	E4FEB	E9FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	92.67	654	39.56	39.56
<i>Ischnura capreola</i>	9.33	204.33	13.74	53.3
<i>Culicoides</i> sp. 1	0	177.67	12.52	65.82
<i>Ischnura ramburii</i>	16.33	153.67	9.68	75.5
Disimilaridad = 82.79%	E4FEB	E10FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	107	0.33	21.46	21.46
<i>Larsia</i> sp. 1	92.67	2.67	18.11	39.57
Tanypodinae 1	0	55.67	11.2	50.77
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	53.33	14.67	7.78	58.55
Disimilaridad = 86.20%	E4FEB	E11FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	107	0.33	25.62	25.62
<i>Larsia</i> sp. 1	92.67	0.33	22.18	47.8
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	53.33	1.33	12.49	60.29
<i>Mesovelgia mulsanti</i>	50.67	0	12.17	72.46
Disimilaridad = 91.93%	E4FEB	E12FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	107	0.33	24.63	24.63
<i>Larsia</i> sp. 1	92.67	0	21.4	46.04
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	53.33	0	12.32	58.35
<i>Mesovelgia mulsanti</i>	50.67	0.33	11.62	69.98
Disimilaridad = 64.41%	E5FEB	E6FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	86	14	24.16	24.16
<i>Paraplea puella</i>	64.67	0	21.7	45.86

<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	63	12	17.11	62.98
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	75.67	24.67	17.11	80.09
Disimilaridad = 70.61%	E5FEB	E7FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Paraplea puella</i>	64.67	0	20.19	20.19
<i>Larsia</i> sp. 1	86	21.67	20.08	40.27
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	75.67	14.33	19.15	59.42
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	63	18.33	13.94	73.36
Disimilaridad = 57.88%	E5FEB	E8FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	75.67	0.33	26.19	26.19
<i>Paraplea puella</i>	64.67	0	22.48	48.67
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	63	1.67	21.32	69.99
<i>Parachironomus</i> sp. 1	27.33	0	9.5	79.49
Disimilaridad = 76.90%	E5FEB	E9FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	86	654	41.02	41.02
<i>Ischnura capreola</i>	12.67	204.33	13.84	54.86
<i>Culicoides</i> sp. 1	1.67	177.67	12.71	67.57
<i>Ischnura ramburii</i>	13.33	153.67	10.13	77.71
Disimilaridad = 86.39%	E5FEB	E10FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	86	2.67	18.06	18.06
<i>Paraplea puella</i>	64.67	1.33	13.73	31.79
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	63	0.33	13.58	45.38
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	75.67	14.67	13.22	58.6
Disimilaridad = 82.88%	E5FEB	E11FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	86	0.33	24.81	24.81
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	75.67	1.33	21.53	46.33
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	63	0.33	18.15	64.48
<i>Paraplea puella</i>	64.67	3.33	17.76	82.24
Disimilaridad = 93.25%	E5FEB	E12FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	86	0	22.79	22.79
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	75.67	0	20.05	42.84
<i>Paraplea puella</i>	64.67	0.33	17.05	59.89
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	63	0.33	16.61	76.5
Disimilaridad = 42.35%	E6FEB	E7FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Parachironomus</i> sp. 1	17.33	2.67	20.66	20.66
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	24.67	14.33	14.55	35.21
<i>Larsia</i> sp. 1	14	21.67	10.8	46.01
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	12	18.33	8.92	54.93
Disimilaridad = 74.09%	E6FEB	E8FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	14	81	42.86	42.86
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	24.67	0.33	15.57	58.42
<i>Parachironomus</i> sp. 1	17.33	0	11.09	69.51
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	12	1.67	6.61	76.12
Disimilaridad = 90.89%	E6FEB	E9FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	14	654	46.49	46.49
<i>Ischnura capreola</i>	4.33	204.33	14.53	61.02
<i>Culicoides</i> sp. 1	0	177.67	12.91	73.92
<i>Ischnura ramburii</i>	5.67	153.67	10.75	84.67
Disimilaridad = 75.81%	E6FEB	E10FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Tanypodinae 1	0	55.67	29.61	29.61

<i>Parachironomus</i> sp. 1	17.33	0	9.22	38.83
<i>Psychoda</i> sp. 1	3.67	19.33	8.33	47.16
<i>Mesovelia mulsanti</i>	0.33	13.33	6.91	54.08
Disimilaridad = 67.35%	E6FEB	E11FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	24.67	1.33	26.52	26.52
<i>Larsia</i> sp. 1	14	0.33	15.53	42.05
<i>Parachironomus</i> sp. 1	17.33	4.33	14.77	56.82
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	12	0.33	13.26	70.08
Disimilaridad = 79.21%	E6FEB	E12FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	24.67	0	26.24	26.24
<i>Parachironomus</i> sp. 1	17.33	0	18.44	44.68
<i>Larsia</i> sp. 1	14	0	14.89	59.57
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	12	0.33	12.41	71.99
Disimilaridad = 65.35%	E7FEB	E8FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	21.67	81	44.95	44.95
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	18.33	1.67	12.63	57.58
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	14.33	0.33	10.61	68.18
<i>Brachymesia</i> sp. 1	0.33	9	6.57	74.75
Disimilaridad = 91.01%	E7FEB	E9FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	21.67	654	46.14	46.14
<i>Ischnura capreola</i>	2.33	204.33	14.74	60.89
<i>Culicoides</i> sp. 1	0.67	177.67	12.92	73.8
<i>Ischnura ramburii</i>	2.33	153.67	11.04	84.85
Disimilaridad = 76.57%	E7FEB	E10FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Tanypodinae 1	0	55.67	30.42	30.42
<i>Psychoda</i> sp. 1	0	19.33	10.56	40.98
<i>Larsia</i> sp. 1	21.67	2.67	10.38	51.37
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	18.33	0.33	9.84	61.2
Disimilaridad = 78.08%	E7FEB	E11FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	21.67	0.33	22.46	22.46
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	18.33	0.33	18.95	41.4
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	14.33	1.33	13.68	55.09
<i>Ischnura capreola</i>	2.33	15	13.33	68.42
Disimilaridad = 84.19%	E7FEB	E12FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	21.67	0	23.47	23.47
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	18.33	0.33	19.49	42.96
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	14.33	0	15.52	58.48
<i>Psychoda</i> sp. 1	0	5	5.42	63.9
Disimilaridad = 85.75%	E8FEB	E9FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	81	654	43.14	43.14
<i>Ischnura capreola</i>	6.67	204.33	14.88	58.02
<i>Culicoides</i> sp. 1	2.33	177.67	13.2	71.22
<i>Ischnura ramburii</i>	5.67	153.67	11.14	82.36
Disimilaridad = 86.07%	E8FEB	E10FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	81	2.67	32.24	32.24
Tanypodinae 1	0	55.67	22.91	55.14
<i>Psychoda</i> sp. 1	0	19.33	7.96	63.1
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	0.33	14.67	5.9	69
Disimilaridad = 78.99%	E8FEB	E11FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	81	0.33	61.89	61.89

<i>Brachymesia</i> sp. 1	9	0.33	6.65	68.54
<i>Ischnura capreola</i>	6.67	15	6.39	74.94
<i>Odontomyia</i> sp. 1	8	1.67	4.86	79.8
Disimilaridad = 84.31%	E8FEB	E12FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	81	0	62.79	62.79
<i>Brachymesia</i> sp. 1	9	0	6.98	69.77
<i>Odontomyia</i> sp. 1	8	1.33	5.17	74.94
<i>Psychoda</i> sp. 1	0	5	3.88	78.81
Disimilaridad = 92.69%	E9FEB	E10FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	654	2.67	44.31	44.31
<i>Ischnura capreola</i>	204.33	2.67	13.72	58.03
<i>Culicoides</i> sp. 1	177.67	0.33	12.06	70.09
<i>Ischnura ramburii</i>	153.67	4.67	10.14	80.23
Disimilaridad = 95.14%	E9FEB	E11FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	654	0.33	46.78	46.78
<i>Ischnura capreola</i>	204.33	15	13.55	60.33
<i>Culicoides</i> sp. 1	177.67	0	12.71	73.04
<i>Ischnura ramburii</i>	153.67	6	10.57	83.61
Disimilaridad = 97.80%	E9FEB	E12FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	654	0	45.91	45.91
<i>Ischnura capreola</i>	204.33	3	14.13	60.04
<i>Culicoides</i> sp. 1	177.67	0	12.47	72.51
<i>Ischnura ramburii</i>	153.67	4.33	10.48	82.99
Disimilaridad = 80.53%	E10FEB	E11FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Tanypodinae 1	55.67	0	34.22	34.22
<i>Psychoda</i> sp. 1	19.33	4	9.43	43.65
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	14.67	1.33	8.2	51.84
<i>Mesovelina mulsanti</i>	13.33	0	8.2	60.04
Disimilaridad = 73.33%	E10FEB	E12FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Tanypodinae 1	55.67	0	39.95	39.95
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	14.67	0	10.53	50.48
<i>Psychoda</i> sp. 1	19.33	5	10.29	60.77
<i>Mesovelina mulsanti</i>	13.33	0.33	9.33	70.1
Disimilaridad = 53.21%	E11FEB	E12FEB		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Ischnura capreola</i>	15	3	31.03	31.03
<i>Parachironomus</i> sp. 1	4.33	0	11.21	42.24
<i>Enochrus</i> sp. 1	1.33	4.33	7.76	50
<i>Paraplea puella</i>	3.33	0.33	7.76	57.76

Anexo 14. Análisis SIMPER. Disimilitud de las estaciones de muestreo durante la época de mayor nivel del agua (agosto 2010).

Disimilaridad = 58.59%	E1AGO	E2AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	1150	294.33	38.95	38.95
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	876.33	211.33	30.27	69.23
<i>Parachironomus</i> sp. 1	253	15.67	10.8	80.03
<i>Larsia</i> sp. 1	450.33	220	10.49	90.52
Disimilaridad = 45.63%	E1AGO	E3AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	1150	352.33	43.29	43.29
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	876.33	222	35.51	78.8
<i>Parachironomus</i> sp. 1	253	71.67	9.84	88.64
<i>Larsia</i> sp. 1	450.33	364.33	4.67	93.31
Disimilaridad = 60.86%	E1AGO	E4AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	1150	310	37.1	37.1
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	876.33	262.67	27.11	64.21
<i>Larsia</i> sp. 1	450.33	61	17.2	81.4
<i>Parachironomus</i> sp. 1	253	47.67	9.07	90.47
Disimilaridad = 41.85%	E1AGO	E5AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	1150	420.33	41.98	41.98
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	876.33	362	29.59	71.58
<i>Larsia</i> sp. 1	450.33	228.67	12.75	84.33
<i>Parachironomus</i> sp. 1	253	140.33	6.48	90.81
Disimilaridad = 72.14%	E1AGO	E6AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	1150	97.33	42.74	42.74
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	876.33	103.33	31.38	74.12
<i>Larsia</i> sp. 1	450.33	92.67	14.52	88.65
<i>Parachironomus</i> sp. 1	253	84	6.86	95.51
Disimilaridad = 97.24%	E1AGO	E7AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	1150	7	39.54	39.54
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	876.33	8.67	30.02	69.56
<i>Larsia</i> sp. 1	450.33	15.67	15.04	84.59
<i>Parachironomus</i> sp. 1	253	0.33	8.74	93.33
Disimilaridad = 92.24	E1AGO	E8AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	1150	16.67	40.27	40.27
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	876.33	1.67	31.08	71.35
<i>Larsia</i> sp. 1	450.33	84.33	13	84.35
<i>Parachironomus</i> sp. 1	253	0	8.99	93.34
Disimilaridad = 99.32%	E1AGO	E9AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	1150	0	39.34	39.34
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	876.33	0	29.98	69.32
<i>Larsia</i> sp. 1	450.33	0	15.41	84.73
<i>Parachironomus</i> sp. 1	253	0	8.66	93.39
Disimilaridad = 97.68%	E1AGO	E10AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	1150	1	39.34	39.34
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	876.33	2.67	29.92	69.26
<i>Larsia</i> sp. 1	450.33	21.33	14.69	83.95
<i>Parachironomus</i> sp. 1	253	1	8.63	92.58

Disimilaridad = 96.40%	E1AGO	E11AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	1150	0	40.07	40.07
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	876.33	0	30.53	70.6
<i>Larsia</i> sp. 1	450.33	0	15.69	86.28
<i>Parachironomus</i> sp. 1	253	0	8.81	95.1
Disimilaridad = 98.98%	E1AGO	E12AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	1150	2.33	39.44	39.44
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	876.33	1.67	30.06	69.5
<i>Larsia</i> sp. 1	450.33	0	15.48	84.98
<i>Parachironomus</i> sp. 1	253	0	8.7	93.68
Disimilaridad = 20.00%	E2AGO	E3AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	220	364.33	37.2	37.2
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	294.33	352.33	14.95	52.15
<i>Parachironomus</i> sp. 1	15.67	71.67	14.43	66.58
<i>Callibaetis</i> sp. 1	1.33	39	9.71	76.29
Disimilaridad = 23.44%	E2AGO	E4AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	220	61	41.84	41.84
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	211.33	262.67	13.51	55.35
<i>Parachironomus</i> sp. 1	15.67	47.67	8.42	63.77
<i>Mesovelgia mulsanti</i>	1.67	29	7.19	70.96
Disimilaridad = 23.99%	E2AGO	E5AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	211.33	362	30.58	30.58
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	294.33	420.33	25.58	56.16
<i>Parachironomus</i> sp. 1	15.67	140.33	25.3	81.46
<i>Callibaetis</i> sp. 1	1.33	25.67	4.94	86.4
Disimilaridad = 48.21%	E2AGO	E6AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	294.33	97.33	31.06	31.06
<i>Larsia</i> sp. 1	220	92.67	20.07	51.13
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	211.33	103.33	17.03	68.16
<i>Parachironomus</i> sp. 1	15.67	84	10.77	78.93
Disimilaridad = 89.63%	E2AGO	E7AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	294.33	7	36.68	36.68
<i>Larsia</i> sp. 1	220	15.67	26.09	62.77
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	211.33	8.67	25.87	88.64
<i>Parachironomus</i> sp. 1	15.67	0.33	1.96	90.6
Disimilaridad = 74.73%	E2AGO	E8AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	294.33	16.67	39.02	39.02
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	211.33	1.67	29.46	68.48
<i>Larsia</i> sp. 1	220	84.33	19.06	87.54
<i>Parachironomus</i> sp. 1	15.67	0	2.2	89.74
Disimilaridad = 97.16%	E2AGO	E9AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	294.33	0	35.88	35.88
<i>Larsia</i> sp. 1	220	0	26.82	62.7
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	211.33	0	25.76	88.46
<i>Parachironomus</i> sp. 1	15.67	0	1.91	90.37
Disimilaridad = 92.44%	E2AGO	E10AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	294.33	1	35.61	35.61
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	211.33	2.67	25.33	60.95

Larsia sp. 1	220	21.33	24.12	85.07
Parachironomus sp. 1	15.67	1	1.78	86.85
Disimilaridad = 95.37%	E2AGO	E11AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Goeldichironomus holoprasinus	294.33	0	35.11	35.11
Larsia sp. 1	220	0	26.24	61.35
Goeldichironomus sp. 1	211.33	0	25.21	86.56
Ischnura capreola	8.67	35.67	3.22	89.78
Disimilaridad = 96.43%	E2AGO	E12AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Goeldichironomus holoprasinus	294.33	2.33	36	36
Larsia sp. 1	220	0	27.13	63.13
Goeldichironomus sp. 1	211.33	1.67	25.85	88.98
Parachironomus sp. 1	15.67	0	1.93	90.92
Disimilaridad = 28.37%	E3AGO	E4AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Larsia sp. 1	364.33	61	55.97	55.97
Goeldichironomus holoprasinus	352.33	310	7.81	63.78
Goeldichironomus sp. 1	222	262.67	7.5	71.28
Callibaetis sp. 1	39	8.67	5.6	76.88
Disimilaridad = 20.68%	E3AGO	E5AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Goeldichironomus sp. 1	222	362	28.89	28.89
Larsia sp. 1	364.33	228.67	27.99	56.88
Parachironomus sp. 1	71.67	140.33	14.17	71.05
Goeldichironomus holoprasinus	352.33	420.33	14.03	85.08
Disimilaridad = 47.29%	E3AGO	E6AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Larsia sp. 1	364.33	92.67	35.79	35.79
Goeldichironomus holoprasinus	352.33	97.33	33.6	69.39
Goeldichironomus sp. 1	222	103.33	15.63	85.02
Ischnura capreola	10	46	4.74	89.77
Disimilaridad = 93.41%	E3AGO	E7AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Larsia sp. 1	364.33	15.67	32.09	32.09
Goeldichironomus holoprasinus	352.33	7	31.78	63.87
Goeldichironomus sp. 1	222	8.67	19.63	83.5
Parachironomus sp. 1	71.67	0.33	6.56	90.06
Disimilaridad = 81.53%	E3AGO	E8AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Goeldichironomus holoprasinus	352.33	16.67	33.16	33.16
Larsia sp. 1	364.33	84.33	27.66	60.82
Goeldichironomus sp. 1	222	1.67	21.76	82.58
Parachironomus sp. 1	71.67	0	7.08	89.66
Disimilaridad = 98.24%	E3AGO	E9AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Larsia sp. 1	364.33	0	32.71	32.71
Goeldichironomus holoprasinus	352.33	0	31.64	64.35
Goeldichironomus sp. 1	222	0	19.93	84.29
Parachironomus sp. 1	71.67	0	6.44	90.72
Disimilaridad = 94.24%	E3AGO	E10AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Goeldichironomus holoprasinus	352.33	1	31.59	31.59
Larsia sp. 1	364.33	21.33	30.84	62.42
Goeldichironomus sp. 1	222	2.67	19.72	82.14
Parachironomus sp. 1	71.67	1	6.35	88.49
Disimilaridad = 95.26%	E3AGO	E11AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.

Larsia sp. 1	364.33	0	32.73	32.73
Goeldichironomus holoprasinus	352.33	0	31.66	64.39
Goeldichironomus sp. 1	222	0	19.95	84.34
Parachironomus sp. 1	71.67	0	6.44	90.78
Disimilaridad = 97.29%	E3AGO	E12AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Larsia sp. 1	364.33	0	33.13	33.13
Goeldichironomus holoprasinus	352.33	2.33	31.83	64.96
Goeldichironomus sp. 1	222	1.67	20.04	85
Parachironomus sp. 1	71.67	0	6.52	91.51
Disimilaridad = 28.22%	E4AGO	E5AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Larsia sp. 1	61	228.67	29.35	29.35
Goeldichironomus holoprasinus	310	420.33	19.31	48.66
Goeldichironomus sp. 1	262.67	362	17.39	66.04
Parachironomus sp. 1	47.67	140.33	16.22	82.26
Disimilaridad = 45.89%	E4AGO	E6AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Goeldichironomus holoprasinus	310	97.33	36.02	36.02
Goeldichironomus sp. 1	262.67	103.33	26.99	63.02
Parachironomus sp. 1	47.67	84	6.15	69.17
Larsia sp. 1	61	92.67	5.36	74.53
Disimilaridad = 90.45%	E4AGO	E7AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Goeldichironomus holoprasinus	310	7	39.66	39.66
Goeldichironomus sp. 1	262.67	8.67	33.25	72.91
Parachironomus sp. 1	47.67	0.33	6.2	79.1
Larsia sp. 1	61	15.67	5.93	85.03
Disimilaridad = 79.70%	E4AGO	E8AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Goeldichironomus holoprasinus	310	16.67	39.87	39.87
Goeldichironomus sp. 1	262.67	1.67	35.48	75.35
Parachironomus sp. 1	47.67	0	6.48	81.83
Mesovelgia mulsanti	29	0	3.94	85.77
Disimilaridad = 96.89%	E4AGO	E9AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Goeldichironomus holoprasinus	310	0	39.26	39.26
Goeldichironomus sp. 1	262.67	0	33.26	72.52
Larsia sp. 1	61	0	7.72	80.24
Parachironomus sp. 1	47.67	0	6.04	86.28
Disimilaridad = 92.03%	E4AGO	E10AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Goeldichironomus holoprasinus	310	1	38.97	38.97
Goeldichironomus sp. 1	262.67	2.67	32.79	71.75
Parachironomus sp. 1	47.67	1	5.88	77.64
Larsia sp. 1	61	21.33	5	82.64
Disimilaridad = 93.10%	E4AGO	E11AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Goeldichironomus holoprasinus	310	0	39.19	39.19
Goeldichironomus sp. 1	262.67	0	33.21	72.4
Larsia sp. 1	61	0	7.71	80.11
Parachironomus sp. 1	47.67	0	6.03	86.14
Disimilaridad = 96.22%	E4AGO	E12AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Goeldichironomus holoprasinus	310	2.33	39.39	39.39
Goeldichironomus sp. 1	262.67	1.67	33.42	72.81
Larsia sp. 1	61	0	7.81	80.62
Parachironomus sp. 1	47.67	0	6.1	86.73

Disimilaridad = 51.52%	E5AGO	E6AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	420.33	97.33	36.47	36.47
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	362	103.33	29.21	65.68
<i>Larsia</i> sp. 1	228.67	92.67	15.36	81.03
<i>Parachironomus</i> sp. 1	140.33	84	6.36	87.39
Disimilaridad = 93.53%	E5AGO	E7AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	420.33	7	34.6	34.6
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	362	8.67	29.58	64.17
<i>Larsia</i> sp. 1	228.67	15.67	17.83	82
<i>Parachironomus</i> sp. 1	140.33	0.33	11.72	93.72
Disimilaridad = 82.94%	E5AGO	E8AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	420.33	16.67	35.9	35.9
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	362	1.67	32.05	67.95
<i>Larsia</i> sp. 1	228.67	84.33	12.84	80.79
<i>Parachironomus</i> sp. 1	140.33	0	12.48	93.27
Disimilaridad = 98.40%	E5AGO	E9AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	420.33	0	34.24	34.24
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	362	0	29.49	63.73
<i>Larsia</i> sp. 1	228.67	0	18.63	82.35
<i>Parachironomus</i> sp. 1	140.33	0	11.43	93.78
Disimilaridad = 95.26%	E5AGO	E10AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	420.33	1	34.01	34.01
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	362	2.67	29.14	63.15
<i>Larsia</i> sp. 1	228.67	21.33	16.82	79.97
<i>Parachironomus</i> sp. 1	140.33	1	11.3	91.27
Disimilaridad = 96.26%	E5AGO	E11AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	420.33	0	34.05	34.05
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	362	0	29.33	63.38
<i>Larsia</i> sp. 1	228.67	0	18.53	81.91
<i>Parachironomus</i> sp. 1	140.33	0	11.37	93.28
Disimilaridad = 97.54%	E5AGO	E12AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	420.33	2.33	34.44	34.44
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	362	1.67	29.69	64.13
<i>Larsia</i> sp. 1	228.67	0	18.84	82.97
<i>Parachironomus</i> sp. 1	140.33	0	11.56	94.53
Disimilaridad = 85.65%	E6AGO	E7AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	103.33	8.67	20.51	20.51
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	97.33	7	19.57	40.07
<i>Parachironomus</i> sp. 1	84	0.33	18.12	58.19
<i>Larsia</i> sp. 1	92.67	15.67	16.68	74.87
Disimilaridad = 62.20%	E6AGO	E8AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	103.33	1.67	26.48	26.48
<i>Parachironomus</i> sp. 1	84	0	21.88	48.35
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	97.33	16.67	21.01	69.36
<i>Ischnura capreola</i>	46	2.33	11.37	80.73
Disimilaridad = 96.07%	E6AGO	E9AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	103.33	0	21.12	21.12
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	97.33	0	19.89	41.01

Larsia sp. 1	92.67	0	18.94	59.95
Parachironomus sp. 1	84	0	17.17	77.11
Disimilaridad = 88.25%	E6AGO	E10AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Goeldichironomus sp. 1	103.33	2.67	20.52	20.52
Goeldichironomus holoprasinus	97.33	1	19.63	40.15
Parachironomus sp. 1	84	1	16.92	57.07
Larsia sp. 1	92.67	21.33	14.54	71.6
Disimilaridad = 80.51%	E6AGO	E11AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Goeldichironomus sp. 1	103.33	0	23.59	23.59
Goeldichironomus holoprasinus	97.33	0	22.22	45.81
Larsia sp. 1	92.67	0	21.16	66.97
Parachironomus sp. 1	84	0	19.18	86.15
Disimilaridad = 94.20%	E6AGO	E12AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Goeldichironomus sp. 1	103.33	1.67	21.33	21.33
Goeldichironomus holoprasinus	97.33	2.33	19.93	41.26
Larsia sp. 1	92.67	0	19.44	60.7
Parachironomus sp. 1	84	0	17.62	78.32
Disimilaridad = 61.67%	E7AGO	E8AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Larsia sp. 1	15.67	84.33	63.38	63.38
Goeldichironomus holoprasinus	7	16.67	8.92	72.31
Goeldichironomus sp. 1	8.67	1.67	6.46	78.77
Brachymesia sp. 1	0	2.67	2.46	81.23
Disimilaridad = 91.13%	E7AGO	E9AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Larsia sp. 1	15.67	0	25.41	25.41
Goeldichironomus sp. 1	8.67	0	14.05	39.46
Goeldichironomus holoprasinus	7	0	11.35	50.81
Ischnura capreola	0	5.67	9.19	60
Disimilaridad = 59.18%	E7AGO	E10AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Trichocorixa reticulata	0	16	23.65	23.65
Bezzia sp. 1	1.33	10	12.81	36.45
Psychoda sp. 1	0	7	10.34	46.8
Goeldichironomus holoprasinus	7	1	8.87	55.67
Disimilaridad = 94.79%	E7AGO	E11AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Ischnura capreola	0	35.67	36.77	36.77
Larsia sp. 1	15.67	0	16.15	52.92
Ischnura ramburii	2.33	17.33	15.46	68.38
Goeldichironomus sp. 1	8.67	0	8.93	77.32
Disimilaridad = 78.24%	E7AGO	E12AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Larsia sp. 1	15.67	0	31.13	31.13
Goeldichironomus sp. 1	8.67	1.67	13.91	45.03
Ischnura ramburii	2.33	7.67	10.6	55.63
Goeldichironomus holoprasinus	7	2.33	9.27	64.9
Disimilaridad = 88.13%	E8AGO	E9AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Larsia sp. 1	84.33	0	65.54	65.54
Goeldichironomus holoprasinus	16.67	0	12.95	78.5
Ischnura capreola	2.33	5.67	2.59	81.09
Callibaetis sp. 1	3	0	2.33	83.42
Disimilaridad = 70.59%	E8AGO	E10AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.

<i>Larsia</i> sp. 1	84.33	21.33	46.32	46.32
<i>Trichocorixa reticulata</i>	0	16	11.76	58.09
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	16.67	1	11.52	69.61
<i>Bezzia</i> sp. 1	0	10	7.35	76.96
Disimilaridad = 91.51%	E8AGO	E11AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	84.33	0	51.01	51.01
<i>Ischnura capreola</i>	2.33	35.67	20.16	71.17
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	16.67	0	10.08	81.25
<i>Ischnura ramburii</i>	4.67	17.33	7.66	88.91
Disimilaridad = 83.64%	E8AGO	E12AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	84.33	0	70.67	70.67
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	16.67	2.33	12.01	82.68
<i>Ischnura ramburii</i>	4.67	7.67	2.51	85.2
<i>Culicoides</i> sp. 1	3	0	2.51	87.71
Disimilaridad = 86.61%	E9AGO	E10AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	0	21.33	29.09	29.09
<i>Trichocorixa reticulata</i>	0	16	21.82	50.91
<i>Bezzia</i> sp. 1	0	10	13.64	64.55
<i>Psychoda</i> sp. 1	0	7	9.55	74.09
Disimilaridad = 74.31%	E9AGO	E11AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Ischnura capreola</i>	5.67	35.67	55.56	55.56
<i>Ischnura ramburii</i>	3.33	17.33	25.93	81.48
<i>Tropisternus lateralis</i>	3	0	5.56	87.04
<i>Erythrodiplax</i> sp.1	2.33	0	4.32	91.36
Disimilaridad = 65.38%	E9AGO	E12AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Ischnura ramburii</i>	3.33	7.67	19.12	19.12
<i>Tropisternus lateralis</i>	3	0	13.24	32.35
<i>Ischnura capreola</i>	5.67	2.67	13.24	45.59
<i>Erythrodiplax</i> sp.1	2.33	0	10.29	55.88
Disimilaridad = 92.74%	E10AGO	E11AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Ischnura capreola</i>	2.33	35.67	30.12	30.12
<i>Larsia</i> sp. 1	21.33	0	19.28	49.4
<i>Trichocorixa reticulata</i>	16	0	14.46	63.86
<i>Ischnura ramburii</i>	2	17.33	13.86	77.71
Disimilaridad = 81.97%	E10AGO	E12AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	21.33	0	32	32
<i>Trichocorixa reticulata</i>	16	0	24	56
<i>Bezzia</i> sp. 1	10	0	15	71
<i>Psychoda</i> sp. 1	7	0	10.5	81.5
Disimilaridad = 69.23%	E11AGO	E12AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Ischnura capreola</i>	35.67	2.67	68.75	68.75
<i>Ischnura ramburii</i>	17.33	7.67	20.14	88.89
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	0	2.33	4.86	93.75

Anexo 15. Análisis SIMPER. Disimilitud de las estaciones de muestreo.

Febrero y agosto de 2010

Disimilaridad = 81.42%	E1FEB	E1AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	32.33	1150	41.91	41.91
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	52.67	876.33	30.89	72.8
<i>Larsia</i> sp. 1	152.67	450.33	11.16	83.96
<i>Parachironomus</i> sp. 1	11	253	9.08	93.04
Disimilaridad = 50.06%	E2FEB	E2AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	91.33	294.33	34.18	34.18
<i>Larsia</i> sp. 1	63.67	220	26.32	60.49
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	78.33	211.33	22.39	82.88
<i>Paraplea puella</i>	35	7.33	4.66	87.54
<i>Odontomyia</i> sp. 1	16	4.33	1.96	89.51
<i>Brachymesia</i> sp. 1	1.33	10.33	1.52	91.02
Disimilaridad = 69.80%	E3FEB	E3AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	38.33	352.33	31.45	31.45
<i>Larsia</i> sp. 1	68	364.33	29.68	61.14
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	36	222	18.63	79.77
<i>Paraplea puella</i>	96.33	15.33	8.11	87.88
<i>Parachironomus</i> sp. 1	28.67	71.67	4.31	92.19
Disimilaridad = 45.93%	E4FEB	E4AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	53.33	262.67	36.85	36.85
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	107	310	35.74	72.59
<i>Paraplea puella</i>	38.67	5.67	5.81	78.4
<i>Larsia</i> sp. 1	92.67	61	5.58	83.98
<i>Mesovelia mulsanti</i>	50.67	29	3.81	87.79
<i>Hydrometra argentina</i>	0.67	13.33	2.23	90.02
Disimilaridad = 64.03%	E5FEB	E5AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	63	420.33	34.82	34.82
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	75.67	362	27.9	62.72
<i>Larsia</i> sp. 1	86	228.67	13.9	76.62
<i>Parachironomus</i> sp. 1	27.33	140.33	11.01	87.63
<i>Paraplea puella</i>	64.67	4.67	5.85	93.47
Disimilaridad = 70.97%	E6FEB	E6AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	12	97.33	20.78	20.78
<i>Larsia</i> sp. 1	14	92.67	19.16	39.94
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	24.67	103.33	19.16	59.09
<i>Parachironomus</i> sp. 1	17.33	84	16.23	75.32
<i>Ischnura capreola</i>	4.33	46	10.15	85.47
<i>Ischnura ramburii</i>	5.67	32	6.41	91.88
Disimilaridad = 35.94%	E7FEB	E7AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	18.33	7	24.64	24.64
<i>Larsia</i> sp. 1	21.67	15.67	13.04	37.68
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	14.33	8.67	12.32	50
<i>Celina</i> sp.1	4.67	0.67	8.7	58.7
<i>Parachironomus</i> sp. 1	2.67	0.33	5.07	63.77
<i>Ischnura capreola</i>	2.33	0	5.07	68.84
<i>Syrphidae</i> sp. 1	2.33	0	5.07	73.91
<i>Callibaetis</i> sp. 1	0	2	4.35	78.26
<i>Enochrus</i> sp. 2	0	2	4.35	82.61
<i>Culex</i> sp. 1	1.67	0	3.62	86.23
<i>Bezzia</i> sp. 1	0	1.33	2.9	89.13

<i>Dimecoenia</i> sp. 1	0	1	2.17	91.3
Disimilaridad = 21.76%	E8FEB	E8AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	1.67	16.67	27.61	27.61
<i>Brachymesia</i> sp. 1	9	2.67	11.66	39.26
<i>Odontomyia</i> sp. 1	8	2	11.04	50.31
<i>Ischnura capreola</i>	6.67	2.33	7.98	58.28
<i>Larsia</i> sp. 1	81	84.33	6.13	64.42
<i>Callibaetis</i> sp. 1	0	3	5.52	69.94
<i>Enochrus</i> sp. 2	0	3	5.52	75.46
<i>Erythrodiplax</i> sp.1	0	2.33	4.29	79.75
<i>Enochrus</i> sp. 1	2.33	0	4.29	84.05
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	0.33	1.67	2.45	86.5
<i>Ischnura ramburii</i>	5.67	4.67	1.84	88.34
Tabanidae 1	1	0	1.84	90.18
Disimilaridad = 97.37%	E9FEB	E9AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Larsia</i> sp. 1	654	0	46.47	46.47
<i>Ischnura capreola</i>	204.33	5.67	14.12	60.59
<i>Culicoides</i> sp. 1	177.67	0	12.62	73.21
<i>Ischnura ramburii</i>	153.67	3.33	10.68	83.89
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	54.33	0	3.86	87.75
<i>Odontomyia</i> sp. 1	51.33	0	3.65	91.4
Disimilaridad = 68.34%	E10FEB	E10AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
Tanypodinae 2	55.67	0.67	35.71	35.71
<i>Larsia</i> sp. 1	2.67	21.33	12.12	47.84
<i>Mesovelia mulsanti</i>	13.33	0.33	8.44	56.28
<i>Psychoda</i> sp. 1	19.33	7	8.01	64.29
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	14.67	2.67	7.79	72.08
<i>Enochrus</i> sp. 1	5.67	0	3.68	75.76
<i>Trichocorixa reticulata</i>	11	16	3.25	79
<i>Bezzia</i> sp. 1	5.33	10	3.03	82.03
<i>Tropisternus lateralis</i>	4.67	0.33	2.81	84.85
<i>Odontomyia</i> sp. 1	4.33	0	2.81	87.66
<i>Platyvelia</i> sp. 1	3.67	0	2.38	90.04
Disimilaridad = 55.56%	E11FEB	E11AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Ischnura capreola</i>	15	35.67	38.75	38.75
<i>Ischnura ramburii</i>	6	17.33	21.25	60
<i>Parachironomus</i> sp. 1	4.33	0	8.13	68.13
<i>Psychoda</i> sp. 1	4	0	7.5	75.63
<i>Paraplea puella</i>	3.33	0	6.25	81.88
<i>Odontomyia</i> sp. 1	1.67	0.33	2.5	84.38
<i>Belostoma asiaticum</i>	1.33	0	2.5	86.88
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	1.33	0	2.5	89.38
<i>Enochrus</i> sp. 1	1.33	0	2.5	91.88
Disimilaridad = 65.22%	E12FEB	E12AGO		
Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Acum.
<i>Psychoda</i> sp. 1	5	0	16.67	16.67
<i>Enochrus</i> sp. 1	4.33	0	14.44	31.11
<i>Ischnura ramburii</i>	4.33	7.67	11.11	42.22
<i>Enochrus</i> sp. 2	3	0	10	52.22
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	3	0	10	62.22
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>	0.33	2.33	6.67	68.89
<i>Goeldichironomus</i> sp. 1	0	1.67	5.56	74.44
<i>Liodessus</i> sp. 1	1	0	3.33	77.78
<i>Paracymus</i> sp. 1	1	0	3.33	81.11
<i>Odontomyia</i> sp. 1	1.33	0.33	3.33	84.44
<i>Belostoma asiaticum</i>	0.67	0	2.22	86.67
<i>Ochthebius batesoni</i>	0.67	0	2.22	88.89
<i>Hydraena</i> sp. 1	0.67	0	2.22	91.11

Anexo 16. Correlación de Spearman entre variables bióticas y métricas de
bioindicación simples. Febrero, 2010.

Rho de Spearman		RIQUEZA	ABUNDANCIA	VALORACIÓN	DIVERSIDAD
RIQUEZA	Coeficiente de correlación	1,000	,667**	.363*	,250
	Sig. (bilateral)	.	,000	.029	,141
ABUNDANCIA	Coeficiente de correlación	,667**	1,000	.202	-,278
	Sig. (bilateral)	,000	.	.239	,101
VALORACIÓN AMBIENTAL	Coeficiente de correlación	.363*	.202	1.000	.358*
	Sig. (bilateral)	.029	.239	.	.032
DIVERSIDAD	Coeficiente de correlación	,250	-,278	.358*	1,000
	Sig. (bilateral)	,141	,101	.032	.

** . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

* . La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

Anexo 17. Correlación de Spearman entre variables bióticas y métricas de
bioindicación simples. Agosto, 2010.

Rho de Spearman		RIQUEZA	ABUNDANCIA	VALORACIÓN	DIVERSIDAD
RIQUEZA	Coeficiente de correlación	1,000	,760**	.520**	,602**
	Sig. (bilateral)	.	,000	.001	,000
ABUNDANCIA	Coeficiente de correlación	,760**	1,000	.373*	,273
	Sig. (bilateral)	,000	.	.027	,107
VALORACIÓN AMBIENTAL	Coeficiente de correlación	.520**	.373*	1.000	.090
	Sig. (bilateral)	.001	.027	.	.609
DIVERSIDAD	Coeficiente de correlación	,602**	,273	.090	1,000
	Sig. (bilateral)	,000	,107	.609	.

** . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

* . La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

Anexo 18. Correlación de Spearman entre variables bióticas y métricas de bioindicación utilizando índices bióticos. Febrero, 2010.

Rho de Spearman		RIQUEZA	ABUND	VALOR AMB	BMWP ENTO	ASPT ENTO	SWAMPS ENTO
RIQUEZA	Coeficiente de correlación	1,000	,667**	.363*	,965**	,129	,290
	Sig. (bilateral)	.	,000	.029	,000	,453	,087
ABUND	Coeficiente de correlación	,667**	1,000	.202	,624**	-,008	,523**
	Sig. (bilateral)	,000	.	.239	,000	,964	,001
VALOR AMB	Coeficiente de correlación	.363*	.202	1.000	.416*	.338*	-.213
	Sig. (bilateral)	.029	.239	.	.012	.044	.212
BMWP ENTO	Coeficiente de correlación	,965**	,624**	.416*	1,000	,210	,235
	Sig. (bilateral)	,000	,000	.012	.	,218	,167
ASPT ENTO	Coeficiente de correlación	,129	-,008	.338*	,210	1,000	-,335*
	Sig. (bilateral)	,453	,964	.044	,218	.	,046
SWAMPS ENTO	Coeficiente de correlación	,290	,523**	-.213	,235	-,335*	1,000
	Sig. (bilateral)	,087	,001	.212	,167	,046	.

** . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

* . La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

Anexo 19. Correlación de Spearman entre variables bióticas y métricas de bioindicación utilizando índices bióticos. Agosto, 2010.

Rho de Spearman		RIQUEZA	ABUND	VALOR AMB	BMWP ENTO	ASPT ENTO	SWAMPS ENTO
RIQUEZA	Coeficiente de correlación	1,000	,760**	.520**	,949**	-,197	-,005
	Sig. (bilateral)	.	,000	.001	,000	,249	,979
ABUND	Coeficiente de correlación	,760**	1,000	.373*	,722**	,071	,087
	Sig. (bilateral)	,000	.	.027	,000	,681	,612
VALOR AMB	Coeficiente de correlación	.520**	.373*	1.000	.551**	-.037	-.195
	Sig. (bilateral)	.001	.027	.	.001	.832	.262
BMWP ENTO	Coeficiente de correlación	,949**	,722**	.551**	1,000	-,053	-,058
	Sig. (bilateral)	,000	,000	.001	.	,761	,737
ASPT ENTO	Coeficiente de correlación	-,197	,071	-.037	-,053	1,000	-,244
	Sig. (bilateral)	,249	,681	.832	,761	.	,151
SWAMPS ENTO	Coeficiente de correlación	-,005	,087	-.195	-,058	-,244	1,000
	Sig. (bilateral)	,979	,612	.262	,737	,151	.

** . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

* . La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

Anexo 20. Correlación de Spearman entre variables bióticas y métricas de bioindicación utilizando índices biológicos de integridad. Febrero, 2010.

Rho de Spearman		RIQUEZA	ABUND.	VALOR.	IIBLI	IBI	WWMBI
RIQUEZA	Coeficiente de correlación	1,000	,667**	.363*	,421*	,667**	,605**
	Sig. (bilateral)	.	,000	.029	,011	,000	,000
ABUND.	Coeficiente de correlación	,667**	1,000	.202	,406*	,492**	,489**
	Sig. (bilateral)	,000	.	.239	,014	,002	,002
VALOR AMB	Coeficiente de correlación	.363*	.202	1.000	.323	.036	.156
	Sig. (bilateral)	.029	.239	.	.055	.835	.362
IIBLI	Coeficiente de correlación	,421*	,406*	.323	1,000	,211	,348*
	Sig. (bilateral)	,011	,014	.055	.	,218	,038
IBI	Coeficiente de correlación	,667**	,492**	.036	,211	1,000	,722**
	Sig. (bilateral)	,000	,002	.835	,218	.	,000
WWMBI	Coeficiente de correlación	,605**	,489**	.156	,348*	,722**	1,000
	Sig. (bilateral)	,000	,002	.362	,038	,000	.

** . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

* . La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

Anexo 21. Correlación de Spearman entre variables bióticas y métricas de bioindicación utilizando índices biológicos de integridad. Agosto, 2010.

Rho de Spearman		RIQUEZA	ABUND.	VALOR.	IIBLI	IBI	WWMBI
RIQUEZA	Coeficiente de correlación	1,000	,760**	.520**	,650**	,563**	,907**
	Sig. (bilateral)	.	,000	.001	,000	,000	,000
ABUND.	Coeficiente de correlación	,760**	1,000	.373	,540**	,499**	,710**
	Sig. (bilateral)	,000	.	.027	,001	,002	,000
VALOR AMB	Coeficiente de correlación	.520**	.373	1.000	.308	.070	.510**
	Sig. (bilateral)	.001	.027	.	.072	.689	.002
IIBLI	Coeficiente de correlación	,650**	,540**	.308	1,000	,591**	,649**
	Sig. (bilateral)	,000	,001	.072	.	,000	,000
IBI	Coeficiente de correlación	,563**	,499**	.070	,591**	1,000	,453**
	Sig. (bilateral)	,000	,002	.689	,000	.	,006
WWMBI	Coeficiente de correlación	,907**	,710**	.510**	,649**	,453**	1,000
	Sig. (bilateral)	,000	,000	.002	,000	,006	.

** . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Anexo 22. Correlación de Spearman entre variables bióticas y abióticas. Febrero 2010

Rho de Spearman		RIQUEZA	ABUND.	TEMP. AGUA	OXÍGENO DISUELTO	pH	CONDUC TIVIDAD	AMONIO
RIQUEZA	Coef. correlación	1,000	,818**	,270	,343	,445	,385	-,410
	Sig. (bilateral)	.	,001	,397	,276	,147	,217	,186
ABUND.	Coef. correlación	,818**	1,000	,305	,350	,396	,231	-,512
	Sig. (bilateral)	,001	.	,336	,265	,203	,471	,089
TEMP. AGUA	Coef. correlación	,270	,305	1,000	,694*	,714**	,123	-,026
	Sig. (bilateral)	,397	,336	.	,012	,009	,704	,937
OXÍGENO DISUELTO	Coef. correlación	,343	,350	,694*	1,000	,683*	-,273	-,307
	Sig. (bilateral)	,276	,265	,012	.	,014	,391	,331
pH	Coef. correlación	,445	,396	,714**	,683*	1,000	-,011	-,256
	Sig. (bilateral)	,147	,203	,009	,014	.	,974	,421
CONDUC TIVIDAD	Coef. correlación	,385	,231	,123	-,273	-,011	1,000	,051
	Sig. (bilateral)	,217	,471	,704	,391	,974	.	,874
AMONIO	Coef. correlación	-,410	-,512	-,026	-,307	-,256	,051	1,000
	Sig. (bilateral)	,186	,089	,937	,331	,421	,874	.

** . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

* . La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

Anexo 23. Correlación de Spearman entre variables bióticas y abióticas. Agosto, 2010.

Rho de Spearman		RIQUEZA	ABUND.	TEMP. AGUA	OXÍGENO DISUELTO	pH	CONDUC TIVIDAD	AMONIO
RIQUEZA	Coef. correlación	1,000	,818**	,560	-,245	,112	,340	-,154
	Sig. (bilateral)	.	,001	,058	,443	,729	,280	,634
ABUND.	Coef. correlación	,818**	1,000	,406	-,021	,510	,354	,000
	Sig. (bilateral)	,001	.	,190	,948	,090	,259	1,000
TEMP. AGUA	Coef. correlación	,560	,406	1,000	-,718**	-,053	-,368	,000
	Sig. (bilateral)	,058	,190	.	,009	,871	,239	1,000
OXÍGENO DISUELTO	Coef. correlación	-,245	-,021	-,718**	1,000	,259	,459	-,205
	Sig. (bilateral)	,443	,948	,009	.	,417	,134	,523
pH	Coef. correlación	,112	,510	-,053	,259	1,000	-,207	,410
	Sig. (bilateral)	,729	,090	,871	,417	.	,519	,186
CONDUC TIVIDAD	Coef. correlación	,340	,354	-,368	,459	-,207	1,000	-,256
	Sig. (bilateral)	,280	,259	,239	,134	,519	.	,421
AMONIO	Coef. correlación	-,154	,000	,000	-,205	,410	-,256	1,000
	Sig. (bilateral)	,634	1,000	1,000	,523	,186	,421	.

** . La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

ANEXO 24. Riqueza de especies y parámetros físico-químicos del agua por lagunas y estaciones de muestreo en los Humedales de Villa (Lima, Perú).

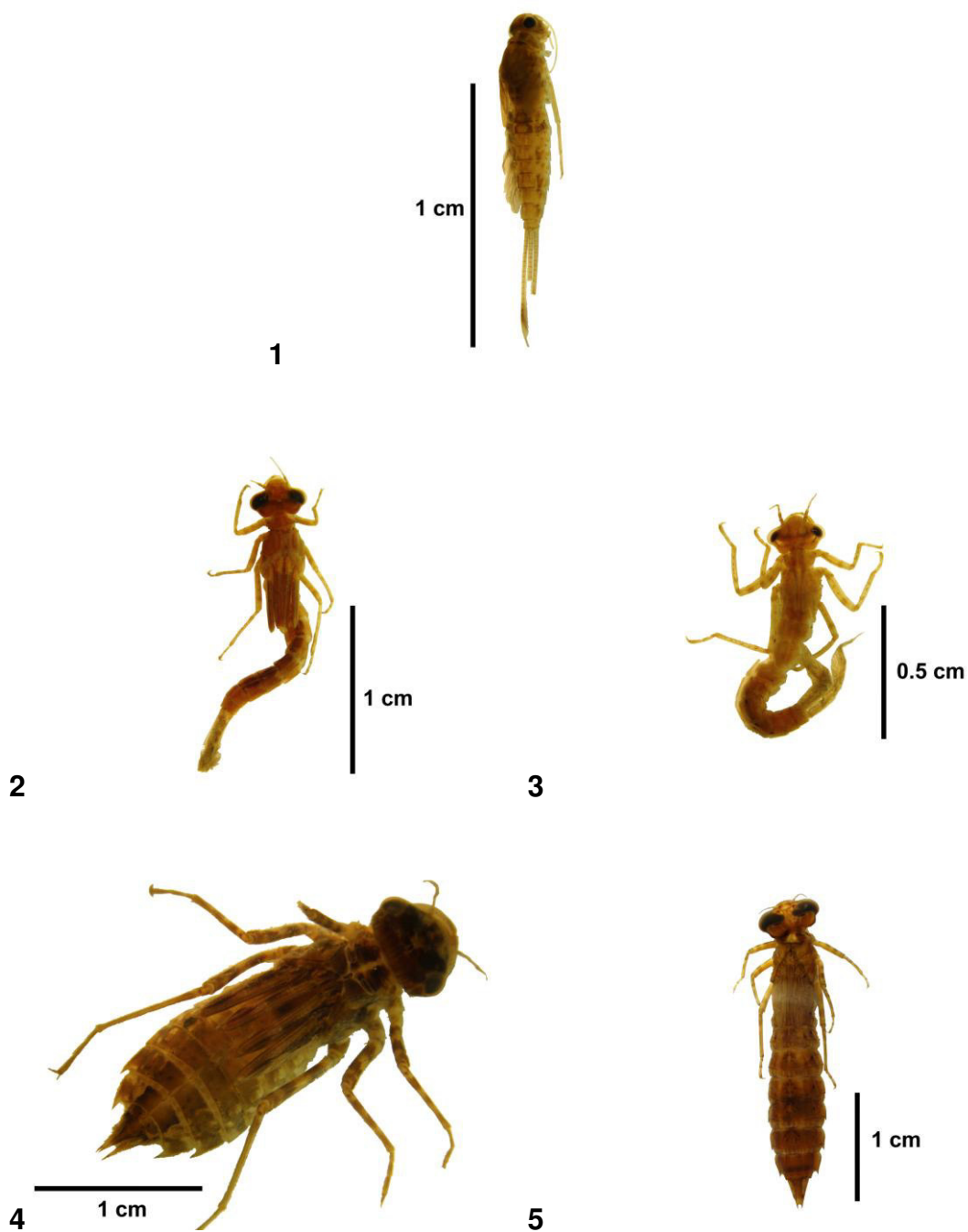
Época de menor nivel del agua (febrero 2010).

LAGUNA	ESTACIÓN	Riqueza de especies (S)	Temperatura del agua (°C)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	pH	Conductividad Eléctrica (µS/cm)	Concentración de Amonio (mg/L)
Principal	E-1	13.67	28.70	6.86	9.45	10340	0.00
	E-2	22.67	27.70	7.39	8.70	10050	0.00
	E-3	15.00	28.30	11.58	8.34	9040	0.00
	E-4	15.60	31.30	10.40	8.95	9160	0.00
	E-5	16.33	32.40	10.87	9.42	9350	0.00
Las Delicias	E-6	10.00	25.70	2.44	7.08	7500	0.50
	E-7	12.67	27.40	1.82	7.05	13300	0.00
	E-8	12.00	30.90	4.54	7.24	16360	0.50
Sur	E-9	23.67	28.20	3.63	8.34	9610	0.00
	E-10	16.67	32.30	9.18	9.56	11640	0.50
Marvilla	E-11	10.33	29.00	9.16	9.33	5330	0.00
	E-12	10.67	28.20	4.71	7.94	5350	0.50

ANEXO 25. Riqueza de especies y parámetros físico-químicos del agua por lagunas y estaciones de muestreo en los Humedales de Villa (Lima, Perú).

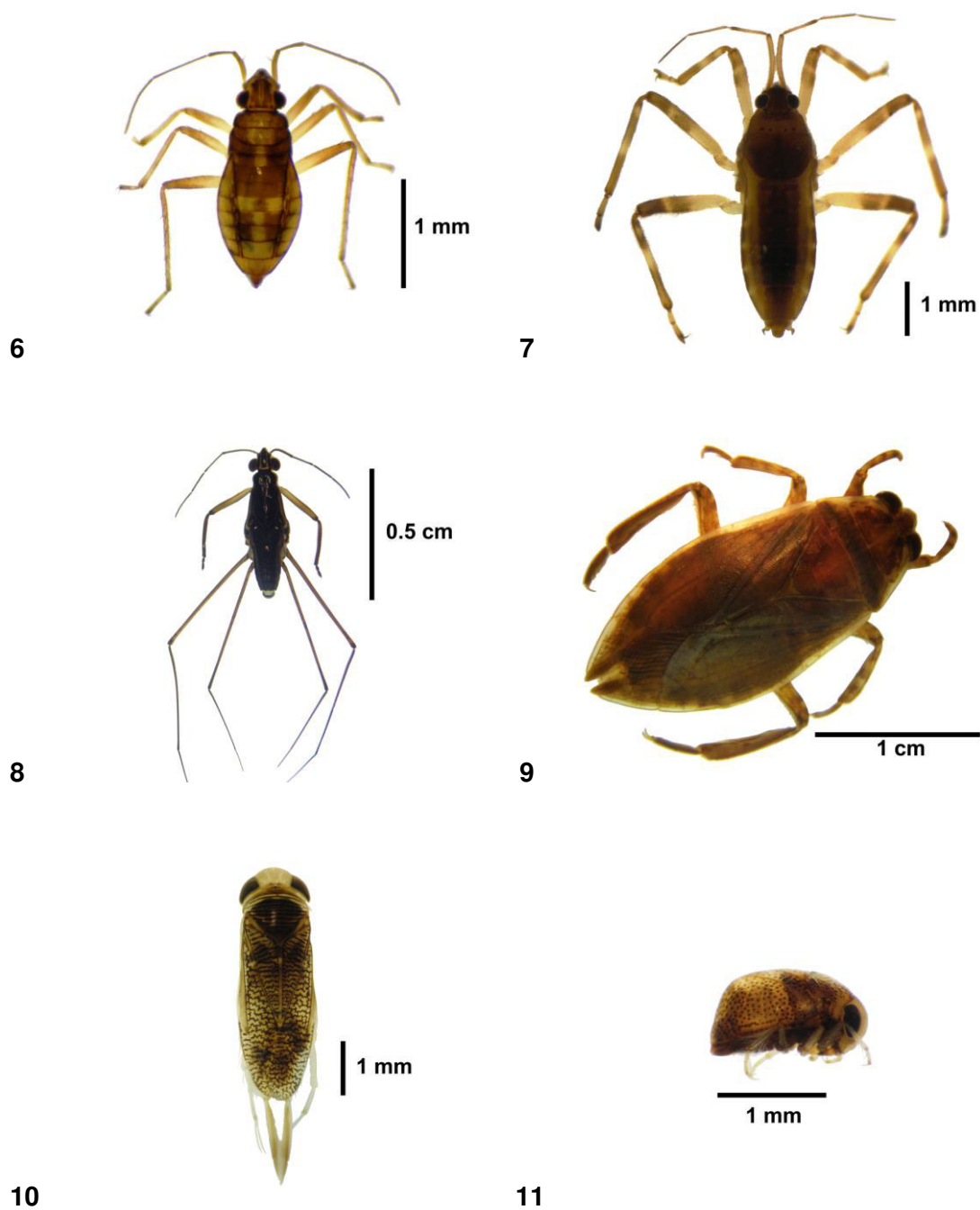
Época de mayor nivel del agua (agosto 2010).

LAGUNA	ESTACIÓN	Riqueza de especies (S)	Temperatura del agua (°C)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	pH	Conductividad Eléctrica (µS/cm)	Concentración de Amonio (mg/L)
Principal	E-1	12.67	17.90	6.71	8.02	9100	0.50
	E-2	19.67	18.20	5.21	7.75	8900	0.50
	E-3	13.67	18.80	7.04	7.86	8260	0.00
	E-4	17.33	20.40	6.07	7.74	7520	0.00
	E-5	15.00	18.00	6.03	7.98	8260	0.00
Las Delicias	E-6	11.67	20.50	3.25	7.23	7600	0.00
	E-7	10.67	16.10	7.66	7.10	10050	0.00
	E-8	11.00	17.40	10.79	7.60	14040	0.00
Sur	E-9	5.33	17.60	5.98	7.70	6050	0.00
	E-10	8.33	16.70	12.79	7.78	9020	0.00
Marvilla	E-11	2.67	17.30	9.25	8.23	4960	0.50
	E-12	4.67	18.20	5.09	7.64	5240	0.50



Figuras 1-5. Especies representativas de los Humedales de Villa, Lima, Perú.

- (1) *Callibaetis* sp. 1 (Ephemeroptera: Baetidae).
- (2) *Ischnura ramburii* (Odonata: Coenagrionidae).
- (3) *Ischnura capreola* (Odonata: Coenagrionidae).
- (4) *Brachymesia* sp. 1 (Odonata: Libellulidae)
- (5) *Rhionaeschna* sp. 1 (Odonata: Aeshnidae).



Figuras 6-11. Especies representativas de los Humedales de Villa, Lima, Perú.

(6) *Mesoveliea mulsanti* (Hemiptera: Mesoveliidae).

(7) *Platyvelia* sp. 1 (Hemiptera: Veliidae).

(8) *Limnogonus profugus* (Hemiptera: Gerridae)

(9) *Belostoma asiaticum* (Hemiptera: Belostomatidae).

(10) *Trichocorixa reticulata* (Hemiptera: Corixidae).

(11) *Parapleia puella* (Hemiptera: Pleidae).



Figuras 12-17. Especies representativas de los Humedales de Villa, Lima, Perú.

(12) *Larsia* sp. 1 (Diptera: Chironomidae).

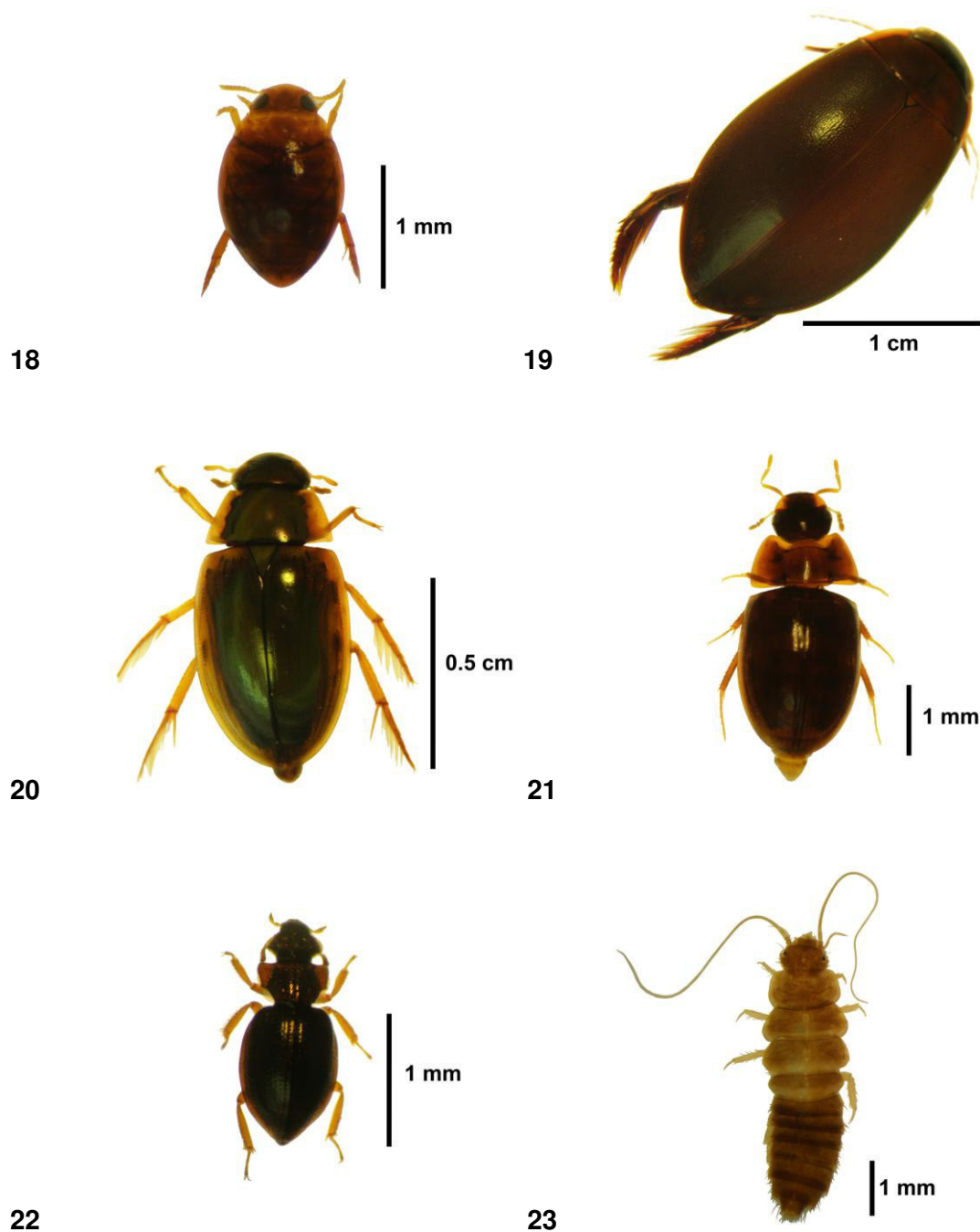
(13) *Goeldichironomus holoprasinus* (Diptera: Chironomidae).

(14) *Culicoides* sp. 1 (Diptera: Ceratopogonidae).

(15) *Psychoda* sp. 1 (Diptera: Psychodidae).

(16) *Odontomyia* sp. 1 (Diptera: Stratiomyidae).

(17) *Dimecoenia* sp. 1 (Diptera: Ephydridae).



Figuras 18-23. Especies representativas de los Humedales de Villa, Lima, Perú.

(18) *Desmopachria* sp. 1 (Coleoptera: Dytiscidae).

(19) *Megadytes marginithorax* (Coleoptera: Dytiscidae).

(20) *Tropisternus lateralis* (Coleoptera: Hydrophilidae).

(21) *Enochrus* sp. 1 (Coleoptera: Hydrophilidae).

(22) *Gymnochthebius peruvianus* (Coleoptera: Hydraenidae).

(23) *Scirtes* sp. 1 (Coleoptera: Scirtidae).